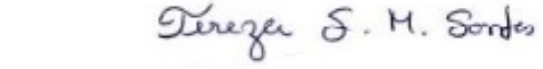
ESTUDO DA APLICAÇÃO DO LODO DE ESGOTO E DA CINZA DE LODO DE ESGOTO EM MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

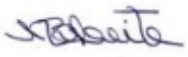
Tamires Cordeiro Santana

DISSERTAÇÃO APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA UNIVERSIDADE ESTADUAL DE FEIRA DE SANTANA, COMO REQUISITO PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL.

Aprovada por:

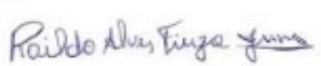


Profª. Drª. Tereza Simonne Mascarenhas Santos
(Universidade Estadual de Feira de Santana)



Profª. Drª. Mônica Batista Leite
(Universidade Estadual de Feira de Santana)

Prof. Dr. Silvio Roberto Magalhães Orrico
(Universidade Estadual de Feira de Santana)



Prof. Dr. Raildo Alves Fiúza Junior
(Universidade Federal da Bahia)

FEIRA DE SANTANA, BA - BRASIL

MARÇO/2022

Ficha Catalográfica – Biblioteca Central Julieta Carteado

S223e Santana, Tamires Cordeiro
Estudo da aplicação do lodo de esgoto e da cinza de lodo de esgoto em materiais de construção: uma revisão sistemática / Tamires Cordeiro Santana–, 2022.
114f.: il.

Orientadora: Tereza Simone M. Santos
Coorientadora: Mônica Batista Leite
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Feira de Santana, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental, 2022.

1. Lodo de esgoto. 2. Logo de esgoto- Destinação. 3. Cinza de lodo de esgoto. 4. Materiais de construção. I. Santos, Tereza Simone M., orient. II. Leite, Mônica Batista, coorient. II. Universidade Estadual de Feira de Santana. III. Título.

CDU: 624

Bibliotecária: Tatiane Santos CRB5ª / 1634

No meio do caminho tinha uma pandemia

tinha uma pandemia no meio do caminho

tinha uma pandemia

no meio do caminho tinha uma pandemia.

(*Carlos Drummond de Andrade, adaptado*)

Seja forte

e

corajosa.

(*Josué 1:9*)

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor, por me conceder saúde e sabedoria para seguir sempre em frente. Obrigada por ser a minha força e por ter me permitido realizar este sonho. A ti, Senhor, toda honra e toda a glória.

À minha família e amigos por todo apoio e carinho prestado durante a minha caminhada. Especialmente a minha voinha, tia Solange e meus pais que sempre me incentivaram. Conhecimento é riqueza e não tem limites.

Ao meu esposo Weslley, pela compreensão, incentivo, carinho e amor. Obrigada por ser o meu refúgio nos momentos difíceis. E por vibrar por cada conquista. O meu sonho deixou de ser só meu e passou a ser nosso, pois segundo o ditado popular, “um sonho que se sonha só, é só um sonho, mas sonho que se sonha junto é realidade”. Portanto, aqui estamos nós.

À minha orientadora Prof ª. Tereza Simonne. Serei grata por toda a vida, por aquela aula que te conheci. ‘Quem é aquela professora de sorriso largo, de olhos firmes e de mãos tenras?’ Nunca tinha te visto. E mesmo assim, você acreditou em mim. Aceitou me orientar, não só no mestrado, mas na vida. Obrigada por este caminho trilhado. Obrigada pelo sentimento de pertencimento. Obrigada por ter sido você. Minha sincera gratidão.

E para completar a minha felicidade...

Minha co-orientadora Profª Monica Leite. Como eu poderia expressar minha gratidão por tanto conhecimento compartilhado, por tanto carinho, por tanta sabedoria e dedicação? Obrigada por me permitir fazer parte do seu jardim. Fui muito bem regada e nutrida neste solo do conhecimento. Quando crescer, quero ser como você. Muito obrigada minha mentora. Quero tê-la para a vida.

À UEFS que sempre me proporcionou experiências incríveis. Costumo dizer que essa instituição é uma mãe. Ela abriga, ela alimenta, ela transforma. Tenho orgulho de fazer parte da UEFS.

Obrigada ao Prof. Silvio Orrico e ao Prof. Eduardo Cohim, por me apresentarem o caminho da ciência. Se estou aqui hoje, é porque vocês iniciaram minha carreira da pesquisa. Meu muito obrigada.

Obrigada aos professores do PPGECEA. Obrigada a querida Mari. Obrigada por ser tão leve em horas burocráticas. Obrigada pelo carinho, apoio e por ser ombro quando precisamos. Obrigada Kátia, você é um ser humano lindo.

Aos amigos que trilham conosco essa jornada. Muito obrigada Tamares, Brendy, Alana, Paulo, Monique, Lais, Kaline e a melhor turma do mestrado que eu poderia ter. É impossível ser feliz sozinho.

Ao laboratório de Saneamento, mesmo trabalhado por pouco tempo, este espaço foi imprescindível para esta jornada. Um obrigado especial à Adriano, Taíse e seu Nilson. Vocês são muito importantes.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio financeiro fundamental para a realização desta pesquisa.

À vida, porque é bom viver!

Resumo da dissertação apresentada ao PPGECEA/UEFS como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

ESTUDO DA APLICAÇÃO DO LODO DE ESGOTO E DA CINZA DE LODO DE ESGOTO EM MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Tamires Cordeiro Santana

Março, 2022

Orientador 1: Profª. Drª. Tereza Simonne Mascarenhas Santos

Orientador 2: Profª. Drª. Mônica Batista Leite

Programa: Engenharia Civil e Ambiental

O lodo gerado em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) tem gerenciamento complexo e custo estimado entre 20 e 60 % do total gasto em uma ETE. Estima-se que mais da metade da população mundial estará concentrada em áreas urbanas até 2050, o que resultará em um crescimento na geração do lodo. Dessa forma, alternativas de destinação devem ser desenvolvidas, o que inclui a utilização desse resíduo em materiais de construção. Esse trabalho tem como objetivo estudar a aplicação do lodo de esgoto e da cinza de lodo de esgoto em materiais de construção através de uma revisão sistemática. Pela plataforma Web of Science, foram selecionadas 181 publicações que utilizaram lodo de esgoto e cinza de lodo de esgoto em materiais de construção desde 1984. Origem do lodo de esgoto, ambiente de queima, tempo e temperatura de incineração, composição química, pH e superfície específica foram alguns parâmetros analisados. Os resultados indicaram que a cinza de lodo de esgoto foi mais utilizada em substituição ao cimento na argamassa, teor máximo de 20 %. O ambiente de queima mais utilizado foi o incinerador de leito fluidizado. A temperatura predominante para a incineração foi 800 °C, tempo permanência de 3 h. Os resultados obtidos podem contribuir para responder perguntas sobre quais condições o lodo e a cinza de lodo de esgoto devem ser produzidos de forma viável a inserção em materiais de construção.

Palavras−Chave: Lodo de esgoto; Cinza de lodo de esgoto; Materiais de construção.

Abstract of dissertation presented to PPGECEA/UEFS as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M. Sc.)

STUDY OF THE APPLICATION OF SEWAGE SLUDGE AND SEWAGE SLUDGE ASH IN CONSTRUCTION MATERIALS: A SYSTEMATIC REVIEW

Tamires Cordeiro Santana

March, 2022

Advisor 1: Profª. DSc. Tereza Simonne Mascarenhas Santos

Advisor 2: Profª. DSc. Mônica Batista Leite

Department: Civil and Environment Engineering

The sludge generated in a sewage treatment plant (WWTP) has complex management and an estimated cost between 20 and 60% of the total spent on a WWTP. It is estimated that more than half of the world's population will be concentrated in urban areas by 2050, which will result in an increase in sludge generation. Thus, alternatives for disposal must be developed, which includes the use of this waste in construction materials. This work aims to study the application of sewage sludge and sewage sludge ash in construction materials through a systematic review. Through the Web of Science platform, 181 publications were selected that used sewage sludge and sewage sludge ash in construction materials since 1984. Source of sewage sludge, burning environment, incineration time and temperature, chemical composition, pH and specific surface were some parameters analyzed in this review. The results indicated that sewage sludge ash was more used to replace cement in mortar, maximum of 20%. The most used burning environment was the fluidized bed incinerator. The temperature for the incineration of sewage sludge was 800 °C, residence time of 3 h. The results obtained can contribute to answer questions about which conditions the sludge and sewage sludge ash should be produced in a viable way for insertion in construction materials.

Keywords: Sewage sludge; Sewage sludge ash; Construction Materials.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 1

1.1 OBJETIVOS 4

1.2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO 4

2 REFERENCIAL TEÓRICO 6

2.1 ORIGEM DO LODO DE ESGOTO 6

2.2 LODO DE ESGOTO NO MUNDO 8

2.3 LODO DE ESGOTO NO BRASIL 13

2.4 PRINCIPAIS FORMAS DE DESTINAÇÃO DO LODO DE ESGOTO 16

2.4.1 Agricultura 16

2.4.2 Recuperação de áreas degradadas 17

2.4.3 Aterro sanitário 18

2.4.4 Biogás 19

2.4.5 Adsorção 20

2.4.6 Tratamento térmico 21

2.5 ASPECTOS DO LODO DE ESGOTO E DA CINZA DE LODO DE ESGOTO PARA APLICAÇÃO NA CONSTRUÇÃO CIVIL 23

3 ESCOPO DA PROSPECÇÃO CIENTÍFICA 26

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO 30

4.1 TENDÊNCIA GLOBAL DE PUBLICAÇÃO 30

4.2 EVOLUÇÃO TEMPORAL DAS PUBLICAÇÕES 33

4.3 PERIÓDICOS 36

4.4 USO DO LODO DE ESGOTO: ÚMIDO, SECO E INCINERADO 40

4.5 ORIGEM DO LODO 42

4.6 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS CINZAS DE LODO DE ESGOTO 43

4.7 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO DO LODO E DAS CINZAS DE LODO DE ESGOTO 49

4.8 USO DA CINZA DE LODO DE ESGOTO EM MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO 52

4.9 PORCENTAGEM DO USO DAS CINZAS DE LODO DE ESGOTO EM MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO 54

4.10 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA CINZA 60

4.1.1 Tamanho de partícula 60

4.1.2 Morfologia da cinza 61

4.11 AMBIENTES DE QUEIMA 63

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS 73

5.1 CONCLUSÕES 73

5.2 RECOMENDAÇÕES FUTURAS 74

6 REFERÊNCIAS 76

APÊNDICE – 181 PUBLICAÇÕES QUE UTILIZARAM O LODO DE ESGOTO E A CINZA DE LODO DE ESGOTO COMO SUBSTITUTOS AOS MATERIAIS CONVENCIONAIS EM MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO 100

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 Mudanças no perfil de disposição do lodo de esgoto ao longo dos anos na União Europeia 11
Figura 2 Disposição final do lodo de esgoto no Brasil 15
Figura 3 Fluxograma de seleção dos estudos para a revisão sistemática 27
Figura 4 Fluxograma com as variáveis analisadas separados por grupo: a) Referência; b) Lodo de esgoto; c) Cinza do lodo de esgoto 28
Figura 5 Distribuição espacial da base de estudo 31
Figura 6 Distribuição temporal das publicações sobre uso de LE e CLE na construção civil 34
Figura 7 Distribuição do quantitativo das revistas publicadas com o tema LE e CLE aplicados na construção civil 38
Figura 8 Porcentagem dos periódicos e seus indicadores na base SJR 39
Figura 9 Porcentagem dos estudos que utilizaram o lodo de esgoto úmido, seco e/ou incinerado 41
Figura 10 Variação do pH para os diferentes estudos: a) lodo de esgoto; b) cinza de lodo de esgoto 51
Figura 11 Uso da cinza de lodo de esgoto em matrizes cimentícias (a) a CLE como substituta ao cimento nas matrizes cimentícias; (b) a CLE em substituição ao cimento e ao agregado; (c) a CLE como substituta ao agregado em concreto e argamassa 53
Figura 12 Quantitativo das porcentagens utilizadas da cinza de lodo de esgoto em substituição ao cimento nos materiais de construção 55
Figura 13 Incinerador de leito fluidizado 67
Figura 14 Quantitativo das temperaturas de queima do lodo de esgoto citadas nos estudos .. 69

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 População relacionada com a produção estimada de lodo de esgoto de diferentes países ou regiões, entre os anos de 2000 e 2018 9
Tabela 2 Faixa de valores dos principais óxidos presentes nas cinzas obtidas por incineração de lodo de esgoto 24
Tabela 3 Distribuição da porcentagem de óxidos presentes na cinza de lodo de esgoto separados por continentes 46
Tabela 4 Faixa de variação do pH das amostras do lodo de esgoto analisado 50
Tabela 5 Faixa de variação do pH das amostras da cinza de lodo de esgoto analisada 50
Tabela 6 Porcentagem de substituição de cimento por cinza de lodo de esgoto 57
Tabela 7 Nomenclaturas similares dos ambientes de queima 63
Tabela 8 Ambientes de queima relatados nos estudos 65
Tabela 9 Temperaturas de queima do lodo de esgoto citadas nas publicações 70
Tabela 10 *Checklist* de análise prévia do lodo de esgoto 74

1 INTRODUÇÃO

O lodo de esgoto (LE) é um subproduto do sistema de tratamento de águas residuárias e a sua geração é diretamente proporcional ao contingente populacional, ao investimento tecnológico em captação e tratamento dos efluentes e à capacidade do sistema de tratamento de esgoto. Estima-se que mais da metade da população mundial estará concentrada em áreas urbanas até 2050 (REGITANO *et al.* 2022). Ou seja, quanto maior a população e maior o alcance do sistema de tratamento de esgoto em uma região, maior será o volume de lodo de esgoto gerado. De maneira geral, os subprodutos do tratamento de esgoto doméstico são: sólidos grosseiros, areia, escuma e lodo. Desses, o lodo corresponde ao maior volume, representando um grande passivo ambiental (ABREU *et al.* 2019).

A geração anual de lodo de esgoto na União Europeia aumentou de 9,8 milhões de toneladas, em 2005, para mais de 13 milhões de toneladas, em 2020 (FACCHINI *et al.* 2021). Os Estados Unidos atingiram cerca de 17,8 milhões de toneladas, segundo dados do EPA (2018); a China chegou a 17,5 milhões de toneladas, em 2019 (NBS, 2019) e o Japão a 2,2 milhões de toneladas de lodo de esgoto por ano, de acordo com a JSWA (2017). No Brasil não há quantitativos consistentes de geração de LE mas, conforme dados da Agência Nacional de Água (ANA), são gerados anualmente 3,3 milhões de toneladas de esgotos (ANA, 2017). No caso dos efluentes domésticos, cerca de 99,9 % é água e 0,1 % é sólido, assim a quantidade estimada de lodo de esgoto seria bastante elevada. Contudo, Regitano, Rodrigues e Oliveira (2017) apontam uma estimativa de geração de lodo de esgoto seco no Brasil que pode variar entre 150 e 300 mil toneladas/ano. Devido ao volume expressivo de LE gerado anualmente em todo mundo, é necessário destinar esse resíduo de forma adequada.

A destinação adequada de qualquer resíduo depende do conhecimento das propriedades desse material, como composição química, mineralógica, características morfológicas, entre outras. A composição química do lodo de esgoto depende dos costumes da população, além da quantidade e da proximidade de indústrias na região. Embora o lodo gerado pelas estações de tratamento de esgoto represente apenas de 1 a 2 % do volume do esgoto tratado, o seu gerenciamento é bastante complexo e tem um custo estimado entre 20 e 60 % do total gasto com a operação da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) (VON SPERLING *et al.* 2014).

Devido a sua composição heterogênea, alta umidade, carga patogênica e metais, o lodo de esgoto necessita de uma destinação com o menor risco possível ao meio socioambiental. Atualmente, as abordagens existentes para a recuperação ou disposição do lodo de esgoto após o tratamento são: aterro, aplicação agrícola, compostos, incineração (ELLOUMI *et al.* 2016) e despejos em rios e oceanos (AREIAS *et al.* 2020). No entanto, devido a um crescente foco ambiental na proteção do solo e do meio ambiente, o uso direto de lodo de esgoto na agricultura está cada vez mais sendo restringido (SCHNELL *et al.* 2020). Além disso, os aterros sanitários têm se tornado cada vez menos uma opção para a destinação, devido a limitação de espaço do aterro, à dificuldade de transporte e aos efeitos da poluição secundária (LIU *et al.* 2013).

Regulamentações de controle ambiental cada vez mais rigorosas resultaram em limitações sobre as opções de disposição adequada do LE e, portanto, tem havido um aumento no interesse em eliminação desse resíduo por incineração. Este tem sido cada vez mais pensado e utilizado devido à redução expressiva do volume do lodo de esgoto após a queima (VOUK *et al.* 2016). Contudo, a incineração é um processo térmico e não uma disposição, pois gera um novo resíduo inodoro, mineralizado, poroso e de baixa densidade, chamado de cinza de lodo de esgoto (TAY; YIP; SHOW, 1991).

A incineração do lodo de esgoto apresenta uma combinação de várias vantagens que não são encontradas em outras alternativas de tratamento, incluindo uma grande redução do volume de lodo a um pequeno volume de cinza; viabilidade para ser incluído em um ciclo econômico, possibilitanto um alívio nos aterros; eliminação de patógenos, odores e matéria orgânica, além da possibilidade de imobilizar metais e recuperar o conteúdo energético através do poder calorífico do lodo de esgoto (WERTHER; OGADA, 1999).

Contudo, a incineração do lodo ainda pode ser vista como uma fonte potencial de vários poluentes e deve-se tomar cuidado durante o descarte da CLES. O cuidado inadequado no descarte das cinzas de lodo de esgoto pode causar vários tipos de danos ambientais, incluindo poluição das águas subterrâneas, contaminação do solo e das águas superficiais, poluição do ar e envenenamento de seres humanos e animais, seja por contato direto ou por meio das cadeias alimentares (WERTHER; OGADA, 1999).

Evidencia-se que apesar da eliminação do volume do lodo de esgoto através da incineração, a cinza de lodo de esgoto gerada também necessita de uma destinação adequada, com o mínimo de riscos ao meio ambiente. Para fechar o ciclo do processo de queima e a possível destinação

da CLE, a indústria da construção civil se apresenta em potencial como uma indústria atraente para recebimento desse resíduo. Nos últimos anos, estudos têm sido realizados para analisar as características físicas e químicas desse resíduo para a sua inserção na indústria da construção civil. Tem sido proposto o uso do lodo de esgoto como substituto ao agregado (LATOSINSKA *et al.* 2021), a água em matrizes cimentícias (MUWASHEE, 2020) e como matéria-prima para produção de cimento (LIN *et al.* 2012) e tijolos (ZHOU *et al.* 2020b). A CLE tem sido analisada como substituta ao cimento (LIU *et al.* 2021), ao agregado (RUCIŃSKA *et al.* 2021) e também como matéria-prima para produção de cimento (KIKUCHI, 2001) e tijolos (OTTOSEN *et al.* 2020).

Por outro lado, a indústria da construção civil também procura rotas de mitigação dos problemas causados ao meio ambiente, como a escassez dos recursos naturais para matérias-primas e aumento na emissão de CO_2 na produção do cimento, por exemplo. Presume-se que a mistura entre 70 % de cinza de lodo de esgoto, 20 % de cal virgem e 10 % de escória de alto forno podem atuar como aglutinante na produção de matrizes cimentícias e a substituição do cimento por este aglutinante, pode reduzir aproximadamente 5,4 milhões de toneladas de produção de cimento se a quantidade de 18 milhões de toneladas de cinza de lodo de esgoto fosse usada como material cimentício (CHAKRABORTY *et al.* 2017).

Além das questões ambientais, outros fatores que precisam ser levados em consideração são as características físico-químicas da CLE. Existem autores que defendem o uso da cinza de lodo de esgoto em materiais de construção (KAPPEL *et al.* 2017; VOUK *et al.* 2017b; LIU et *al.* 2021), e autores que relatam que a inserção desse resíduo na construção civil talvez não seja tão viável de forma técnica (CHEN; POON 2016; LI *et al.* 2017a, GRUNHAUSER *et al.* 2021). Porém, é necessário analisar que existem variáveis que interferem no produto final da cinza, como o ambiente de incineração, a temperatura e o tempo de permanência dentro do ambiente de queima, a finura, o tamanho da partícula e até mesmo o questionamento sobre a melhor destinação em materiais de construção (NAAMANE *et al.* 2016; KLEDYNSKI *et al.* 2021; LIU et *al.* 2021; MA; ROSEN 2021). Ou seja, a cinza é mais adequada para substituir o cimento ou o agregado? O lodo de esgoto substitui melhor a água ou se apresenta melhor como matéria-prima para produção de cimento ou tijolos? Qual a porcentagem máxima ideal de cada um desses resíduos (LE e CLE) para substituir o aglomerante em materiais de construção?

Com base nesses questionamentos, o presente trabalho está fundamentado em uma revisão sistemática dos estudos de lodo de esgoto e cinza de lodo de esgoto com vistas às suas

aplicações em materiais de construção. Este estudo visa contribuir com a análise das características físicas e químicas e dos processos passíveis utilizados em cada um desses resíduos, e a avaliação da viabilidade técnica de sua aplicação em materiais de construção, além de demonstrar o avanço da aplicação desse resíduo na construção civil.

1.1 OBJETIVOS

Esse estudo tem como objetivo geral fazer um levantamento e análise da viabilidade técnica para aplicação do lodo de esgoto e das cinzas de lodo de esgoto em materiais de construção por meio de uma revisão sistemática. Além disso, tem como objetivos específicos:

- sistematizar as evidências presentes na literatura acerca do uso do lodo de esgoto úmido, seco e incinerado em materiais de construção;
- verificar o ambiente de queima, o tempo de permanência e a temperatura de queima mais utilizados para incinerar lodo de esgoto e efluentes produzidos;
- avaliar as propriedades físicas e químicas do lodo de esgoto (LE) úmido e incinerado (CLE);
- levantar o tipo de substituição e o teor mais utilizados/analisados da cinza de lodo de esgoto em materiais de construção.

1.2 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

O presente estudo está estruturado em 5 capítulos da seguinte forma:

Capítulo 1: apresenta uma breve introdução sobre o tema, apontando a relevância do estudo e os objetivos gerais e específicos.

Capítulo 2: apresenta uma revisão geral sobre a origem do lodo de esgoto e o desenvolvimento das primeiras estações de tratamento de águas residuais. Este capítulo aborda as principais destinações atuais do lodo de esgoto e os impactos ambientais relacionados à geração desse resíduo no Brasil e no mundo.

Capítulo 3: apresenta uma prospecção científica e escopo do estudo, como foi realizada a definição dos parâmetros e o levantamento de dados, do lodo de esgoto e da cinza de lodo de esgoto em materiais de construção.

Capítulo 4: apresenta os resultados da tendência global de publicação do LE e CLE em materiais de construção, o quantitativo de publicações anuais, periódicos, composição química da CLE, faixa do pH do LE e da CLE, uso da cinza de lodo de esgoto em matrizes cimentícias, porcentagem da cinza de lodo de esgoto em materiais de construção, ambiente de queima e morfologia da cinza.

Capítulo 5: apresenta as perspectivas futuras e lacunas como sugestões para pesquisas futuras.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 ORIGEM DO LODO DE ESGOTO

O lodo de esgoto (LE) é um resíduo proveniente do tratamento dos efluentes domésticos e industriais de uma comunidade e traduz muito bem os seus costumes. Com o passar dos anos, a sociedade impôs um distanciamento desse resíduo, devido a sua característica semissólida, odor fétido e heterogeneidade. Porém, seu volume foi aumentando cada vez mais, proporcionalmente ao crescimento populacional e aos avanços da sociedade.

O lodo de esgoto possui uma composição heterogênea, contendo microrganismos, bem como substâncias orgânicas e inorgânicas, incluindo patógenos, nutrientes, metais e sedimentos (PRZEWROCKI *et al.* 2004; SWIERCZEK *et al.* 2018; ZAKER *et al.* 2019; SCHNELL *et al.* 2020). Além de um alto teor de água, que corresponde a taxas de 95 a 99 % (GUO *et al.* 2019), e elevadas concentrações de metais, como chumbo, cádmio, cromo, mercúrio e níquel, que também podem ser detectadas no LE (ELLOUMI *et al.* 2016; MULCHANDANI; WESTERHOFF, 2016).

Os sistemas modernos de captação de esgoto e drenagem urbana tiveram origem no século XIX (KIM, 2015), entretanto, o efluente desse tratamento sempre existiu. Na Babilônia, assim como em outras civilizações antigas, a sujeira física era associada ao pecado moral. Tal crença pode ter sido uma motivação inicial para que os homens deslocassem os resíduos gerados para longe de seus assentamentos (REYNOLDS, 1946).

No Egito Antigo (2100 a.C), todos os resíduos orgânicos e inorgânicos eram removidos dos locais nobres e religiosos para longe dos locais de vivência e áreas comuns, o que geralmente significava a deposição em rios (DE FEO *et al.* 2014). Os egípcios antigos praticavam o chamado “manejo de irrigação das bacias”, uma prática que, indiretamente, fornecia aos egípcios uma água residual e um tratamento, assim como um sistema de disposição. Na execução dessa prática, as águas residuais percolavam no solo e as bactérias anaeróbicas digeriam qualquer nutriente antes de alcançarem os córregos de água. Em cada cheia do rio Nilo, as águas das cheias eram misturadas com as águas residuais degradadas biologicamente, que percolavam nas camadas superiores do solo, e pressionadas assim que a drenagem da bacia

começava (KALAVROUZIOTIS *et al.* 2015). Pode-se inferir que tal prática disponibilizava nutrientes para o solo, melhorando sua fertilidade para agricultura.

Apesar disso, não há como afirmar se os egípcios tinham conhecimento da relação entre águas residuais e agricultura. Por sua vez, os gregos, em seu sistema de gestão de águas residuais, as destinavam para fins agrícolas. Em Atenas, os coletores de esgoto conduziam água da chuva, resíduos humanos e geralmente efluentes para uma bacia fora da cidade. A partir dessa bacia, a água da chuva e os resíduos eram transportados para os campos, a fim de irrigar e fertilizar os pomares e cultivos (DE FEO *et al.* 2014). A destinação mais comum dada às águas residuais eram sua deposição em rios ou mares. (ANGELAKIS *et al.* 2005).

Segundo De Feo *et al.* (2014), a percepção da importância sanitária da água já era evidente desde o início do período arcaico. Isso, porém, não foi o suficiente para evitar o declínio sanitário que ocorreu na Idade Média. A cultura, tanto dos Romanos como de outras civilizações antigas, que outrora viam a água como uma fonte de saúde e bem-estar foi abandonada (LOFRANO; BROWN, 2010). Até mesmo mosteiros, que possuíam instalações sanitárias, apresentavam resistência para usá-las, pois tinham a convicção de que viver ao redor da sujeira não significava viver em santidade (AMULREE, 1973). A falta de saneamento apropriado, nesse período, aumentou os efeitos de epidemias nas cidades europeias (VUORINEN *et al.* 2007).

Até o século XIX, os banheiros eram construídos fora das residências e como não havia instalações especiais, os excrementos eram coletados e descartados em grandes caixas, também chamados de reservatórios subterrâneos temporários. O que emergiu como um sério problema de higiene, não foi a falta de tratamento dos resíduos, mas o acúmulo de resíduos nos reservatórios, deixando suscetíveis os indivíduos, famílias e até mesmo o saneamento das cidades (KIM, 2015).

O mau cheiro e a contaminação da água potável foram as razões para destinar os esgotos para os corpos hídricos. A destinação dos esgotos para distâncias maiores contribuiu para a melhoria da saúde pública, contudo os rios que receberam os efluentes estavam quase completamente "mortos" e não podiam mais fornecer água potável e de irrigação (MULDER, 2019). Com isso, foram criados sistemas de esgoto para melhorar as condições sanitárias das cidades, ou seja, foi criada uma solução para um problema coletivo, a falta de higiene pública. As primeiras estações de tratamento de águas residuais (ETARs) foram desenvolvidas e introduzidas entre a primeira

e a segunda guerra mundial (SEEGER, 1999). Entre as décadas de 1960 e 70, as estações de tratamento tornaram-se comuns nas cidades. Os sistemas de tratamento de esgoto geralmente usavam um tratamento biológico aeróbico, tendo como resíduo o lodo de esgoto. Inicialmente, este resíduo, era destinado como fertilizante na agricultura, mas essa prática diminuiu no final do século XX devido aos riscos químicos e biológicos (MULDER, 2019).

Entre o final do século XX e início do século XXI, o lodo resultante do tratamento de esgoto começou a apresentar problemas de descarte, devido as regulamentações ambientais cada vez mais rigorosas e a escassez de áreas para descarte. Atrelados a isso, o crescimento tecnológico e populacional promoveu um aumento considerável desse resíduo. As restrições, que limitaram o descarte do lodo, juntamente com a ampla necessidade de economizar recursos despertaram o interesse em agregar valor ao lodo de esgoto, através do seu uso em novos materiais (TAY; SHOW, 1994).

Para modificar o olhar da sociedade sobre o lodo de esgoto, um novo termo foi dado ao resíduo, de modo a caracterizá-lo como um recurso. “Biossólidos” foi o termo utilizado na indústria para o lodo de esgoto que tem um uso benéfico. Dentre as tentativas de reduzir custos, melhorar a percepção do público e atender regulamentos mais rigorosos, várias pesquisas se iniciaram, focando o uso do “biossólido” em recuperação de nutrientes (SHADDEL *et al.* 2019), adsorção (CHEN *et al.* 2015) e como matéria-prima para preparação de materiais, dentre os quais, materiais da construção civil (SWIERCZEK *et al.* 2018).

2.2 LODO DE ESGOTO NO MUNDO

As estações de tratamento de águas residuais, comumente chamadas também de estações de tratamento de esgoto (ETE) apresentam resíduos nas suas diversas etapas de tratamento, sendo designados como sólidos grosseiros, areia, escuma e lodo. Segundo Metcalf e Eddy (2002), dependendo do sistema de tratamento aplicado ao lodo, este representa uma pequena parcela do que é produzido em uma ETE, como listado a seguir:

- sistema com lagoa facultativa: volume de lodo produzido varia entre 0,05 – 0,15 L/hab.dia;
- reator UASB: volume de lodo produzido varia entre 0,2 – 0,6 L/hab.dia;

- lodo ativado convencional: volume de lodo produzido variando entre 3,1 – 8,2 L/hab.dia, sendo o sistema que mais gera lodo de esgoto;
- aeração prolongada: volume de lodo produzido varia entre 3,3 – 5,6 L/hab.dia
- lagoa anaeróbia: volume de lodo produzido varia entre 0,1 – 0,3 L/hab.dia;
- filtro biológico de alta carga: volume de lodo produzido varia entre 1,4 – 5,2 L/hab.dia;
- lagoa aerada facultativa: volume de lodo produzido varia entre 0,08 – 0,22 L/hab.dia.

Segundo Gherghel *et al.* (2019), o aumento da quantidade de lodo de esgoto é um problema global que está interligado ao crescimento populacional e a disponibilidade das ETE. Ou seja, há uma proporção direta entre a porcentagem da população conectada as redes de esgoto e a geração de lodo, como pode ser observado nos dados da Tabela 1.

Tabela 1 População relacionada com a produção estimada de lodo de esgoto de diferentes países ou regiões, entre os anos de 2000 e 2018

PAÍSES	**População[a] (2000-2018)**	**Produção de lodo - toneladas métricas secas (2000-2017)**	**% da população que tem acesso a ETEs (2017)**
EUA	282.162.411	7.100.000[b]	n/d.[g]
	327.167.434	n/d.[g]	
UE	487.732.368	7.700.000 [b]	84 %[l]
	513.179.223	13.000.000[h*]	
AUSTRÁLIA	19.028.802	360.000[d]	93 % [a]
	24.992.860	327.000[j]	
CHINA	1.283.198.970	3.000.000[e]	76 %[m]
	1.415.045.928	12.000.000[k]	
JAPÃO	126.925.843	1.977.000[f]	79 % [a]
	126.443.180	2.406.000[f]	
BRASIL	173.765.726	220.000[c]	60,9 % [n]
	208.494.900	3.300.000[i*]	

Fonte: (a) OECD. STAT (2018); (b) EPA (2018) (c) Soares (2004) (d) Gale (2007) (e) Zhen *et al.* (2017); (f) MLRT (2017) (g) n/d = não disponível; (h*) Valor estimado em 2020 – Samolada; Zabaniotou (2014) (i*) Valor estimado em 2017 - ANA (2017) (j) NSBPEU (2016) (k) MHURD (2017) (l) EPA (2018) (m) WORLD BANK (2013) (n) SNIS (2018).

É possível observar que há uma ligação direta entre o aumento no contingente populacional e a geração de lodo de esgoto. Além disso, esses dados estão intimamente ligados com a cobertura dos sistemas de saneamento e as tecnologias usadas nas estações de tratamento, em cada país ou região avaliado (KACPRZAK *et al.* 2017). Observa-se que países ou regiões mais desenvolvidos, que possuem tecnologias mais abrangentes de tratamento, produzem as maiores massas de lodo de esgoto. Por outro lado, em países de renda média, a infraestrutura de tratamento de águas residuais avançou menos e a coleta e tratamento dos efluentes é menos abrangente, produzindo assim um volume muito menor de LE (LEBLANC *et al.* 2009). É o caso do Brasil, um país de extensão continental, que possui o dobro da população do Japão, por exemplo, e que produz muito menos lodo de esgoto, uma vez que a cobertura do tratamento de águas residuais é de apenas 61 % (WISNIOWSKA *et al.* 2019), contra 79 % no Japão, ou 84 % em toda União Europeia.

Em 2000, na União Europeia, a Alemanha gerou as maiores quantidades de lodo de esgoto, seguida pelo Reino Unido, França, Espanha e Itália. Cada um desses cinco países produziu mais de 500.000 toneladas de lodo de esgoto, representando cerca de 72 % da produção anual europeia. (LATURNUS *et al.* 2007). Assim, os 20 países restantes foram responsáveis por apenas 29 % do lodo de esgoto gerado na União Europeia, nesse ano. Em 2012, o cenário se repetiu e a Alemanha continou liderando na geração de lodo de esgoto, seguida do Reino Unido, Espanha, França e Polônia, que juntos somaram 5,5 milhões de toneladas secas de lodo de esgoto (EUROSTAT, 2020).

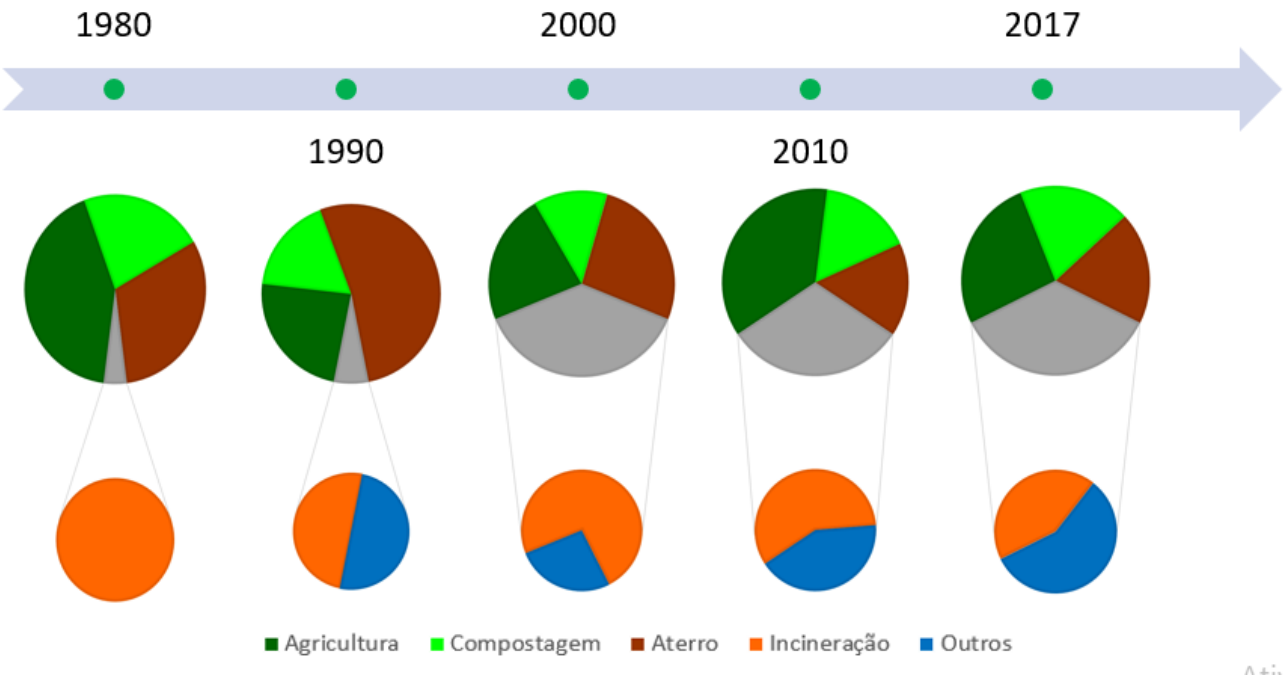
Vale ressaltar, que o problema não está necessariamente na geração do lodo de esgoto, porque isso representa uma ampliação da cobertura de saneamento, proporcionando melhorias a saúde pública. A grande questão está relacionada com a destinação dada a esse resíduo ou subproduto, que requer um gerenciamento adequado e ambientalmente aceito para o seu descarte final. Nesse sentido, a gestão e disposição do LE ainda é uma questão desafiadora, devido à falta de fiscalização da legislação e à incompletude dos dados.

Na Figura 1 é possível observar a mudança do perfil de disposição do lodo de esgoto ao longo do tempo na União Europeia. Observa-se que em 1980, mais da metade do LE era depositado no solo, para uso agrícola e compostagem. Essa rota de destinação era tão intensa, que no ano de 1986 foi criada a Diretiva 86/278/EEC – Diretiva do Lodo de Esgoto, que regulamenta a utilização agrícola do lodo de esgoto, de forma a evitar efeitos nocivos ao solo, à vegetação,

aos animais e aos seres humanos, incentivando, ao mesmo tempo, a sua correta aplicação (CEC, 1986).

Mesmo diante de tal incentivo e considerando os baixos custos associados à essa forma de disposição, alguns países europeus têm aplicado, de forma independente, limites mais restritivos à essa rota de destinação do LE, limitando metais, assim como, patógenos e micro poluentes orgânicos no solo (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012; DONATELLO; CHEESEMAN, 2013). Além disso, tal medida tem sido tomada por falta de atualização da Diretiva do Lodo de Esgoto, uma vez que não há um consenso entre os países a respeito dos ajustes de valores limites para metais no lodo e no solo (KACPRZAK *et al.* 2017). As restrições independentes resultaram em redução de 64 %, em 1980, para 45 %, em 2017, do LE disposto no solo, na União Europeia.

Figura 1 Mudanças no perfil de disposição do lodo de esgoto ao longo dos anos na União Europeia



Fonte: Eurostat Statistics (2020)

Em alguns países da União Europeia, todavia, a deposição do lodo de esgoto no solo ainda é muito expressiva, como na Espanha e no Reino Unido. Em 2010, esses países destinaram 83 %

e 80 %, respectivamente, do lodo de esgoto produzido para esse fim, porcentagem semelhante à da Austrália (80 %) (PRITCHARD *et al.* 2010). Nos Estados Unidos, essa destinação foi de 55 % do LE produzido, enquanto na China foram 45 % (CHEN *et al.* 2013; PECCIA; WESTERHOFF, 2015).

A partir de 1990, a porcentagem de lodo de esgoto destinado aos aterros sanitários na União Europeia diminuiu de 51 % para 19 % em 2017 (Figura 1), o que está associado a criação da Diretiva 99/31/EC – Diretiva do Aterro, que restringe a quantidade de lodo de esgoto e outros resíduos orgânicos em aterros (CEC, 1991). A incineração é uma outra rota de disposição do LE praticada na União Europeia, correspondendo a 4 % do perfil, em 1980, e chegando a 15 %, em 2017 (Figura 1). Além disso, Kelessidis e Stasinakis (2012) apontam o registro de "outros usos" para o LE que incluem métodos como pirólise, estocagem longa ou temporária, reuso em áreas verdes, florestas e coberturas de aterros.

No que tange à incineração, em 1980, o Reino Unido destinou 4 % do LE gerado para esse fim, enquanto a Holanda destinou 3 %. Desde então, a quantidade de LE incinerado nesses países tem aumentado. Além disso, outros países têm aderido a essa rota como alternativa principal de disposição, como é o caso da Bélgica, Alemanha, Holanda, Áustria e Eslovênia, os quais, em 2010, destinaram, respectivamente, 86 %, 53 %, 99 %, 44 % e 45 % do LE para incineração. Desde 1992, esta também é uma rota favorável para disposição do LE no Japão, devido à escassez de áreas de disposição e a forte industrialização deste país, além da sua alta densidade populacional (SMITH,1992).

Em 1999, já havia uma expectativa de que a incineração se tornasse uma rota de destaque para disposição do LE (WERTHER; OGADA, 1999). Essa técnica permite uma redução substancial no volume (até 90 %) e na massa (até 70 %) de lodo de esgoto, decomposição da matéria orgânica, ativação de minerais inertes e imobilização potencial dos contaminantes metálicos. Além disso, o lodo de esgoto seco possui um importante poder calorífico (12 – 20 MJ/kg), que pode ser aproveitado durante sua combustão para gerar energia elétrica ou térmica (CHANG *et al.* 2020; FONTES *et al.* 2016; LYNN *et al.* 2015; PAYÁ *et al.* 2018). Embora apresente todas essas vantagens, a incineração não pode ser considerada uma forma de disposição completa, pois, em seu processo, são geradas as cinzas de lodo de esgoto.

Devido as diferentes formas de disposição, o lodo de esgoto, necessita de diretrizes de gerenciamento para a realidade de cada país. De acordo com Wisniowska *et al.* (2019), na União

Europeia (UE), existem três tipos de regulamentos legais sobre lodo de esgoto. Em especial, a Diretiva-Quadro Resíduos regula a reciclagem de resíduos, incluindo o lodo de esgoto. A diretiva afirma que a prevenção da geração de resíduos é a primeira prioridade, sendo a próxima a preparação de resíduos para reutilização, reciclagem ou outras formas de recuperação e, finalmente, a eliminação de resíduos. A reutilização é entendida como reprocessamento de lodo (incluindo possível recuperação de energia ou reciclagem orgânica).

O uso de LE nos Estados Unidos é regulamentado pelas "Normas para o uso ou descarte de lodo de esgoto", que foram estabelecidas em 1993 (40 CFR Part 503). A norma estabelece requisitos gerais, limites de poluentes, práticas de gerenciamento e padrões operacionais para o uso ou descarte final de lodo de esgoto (WISNIOWSKA *et al.* 2019).

Na América Latina, pouca atenção é dada ao gerenciamento de lodo. Apenas 28 % das águas residuais coletadas pelos esgotos públicos recebem algum tipo de tratamento antes de serem descartadas no meio ambiente. (Wastewater as a Resource, 2017). No Brasil, o aterro sanitário é a principal forma de disposição do LE. Em 2010, 37 % desse resíduo foi destinado a aterros (IBGE, 2010). Sobre o uso de biossólidos em terra no Brasil, há restrições de declividade (> 5 %), nos tipos de cultivos em que o biossólido pode ser usado e a época do ano em que as aplicações em terra podem ser feitas, para evitar escoamento excessivo na estação chuvosa. (LEBLANC *et al.* 2009).

Os limites para metais também foram estabelecidos em níveis comparáveis à legislação dos Estados Unidos (LEBLANC *et al.* 2009). Contudo, as diretrizes para o lodo de esgoto ainda são incipientes no Brasil. Por ser um resíduo crítico devido ao volume gerado e aos altos custos de gerenciamento, exige soluções que, geralmente, vão além do alcance das ETE. Faz-se necessário um gerenciamento adequado do lodo de esgoto para que este atenda a sociedade de forma segura em questões ambientais e de saúde pública.

2.3 LODO DE ESGOTO NO BRASIL

O manejo do lodo de esgoto requer protocolos de segurança pela presença de alta carga microbiana, patógenos, além da presença de compostos de elevada toxicidade. Observa-se que a Resolução do CONAMA nº 498 (BRASIL, 2020) define critérios e procedimentos para a produção e aplicação de biossólidos em solos, ampliando as oportunidades para o uso do lodo

de esgoto, que após passar por processos de tratamento e beneficiamento passa a ser um “biossólido”.

A legislação estabelece que a caracterização do biossólido a ser destinado para uso em solos deve incluir os seguintes aspectos: potencial agronômico, redução de atratividade de vetores, substâncias químicas e qualidade microbiológica. Além disso, o biossólido deve estar inserido em dois tipos de classes: classe A ou B, de acordo com os requisitos destinados. Caso não se enquadre nos limites e critérios definidos na Resolução nº 498 (BRASIL, 2020), o material deverá receber outra forma de destinação final ambientalmente adequada. A resolução impõe ainda a necessidade de uma frequência mínima contínua de monitoramento das substâncias químicas, qualidade microbiológica e dos parâmetros de controle operacional da compostagem em função da quantidade de biossólido a ser destinado. Portanto, há vários requisitos a serem alcançados no processo de uso do biossólido que podem limitar a sua aplicação, havendo a necessidade de analisar se há a viabilidade técnica e econômica para o seu emprego.

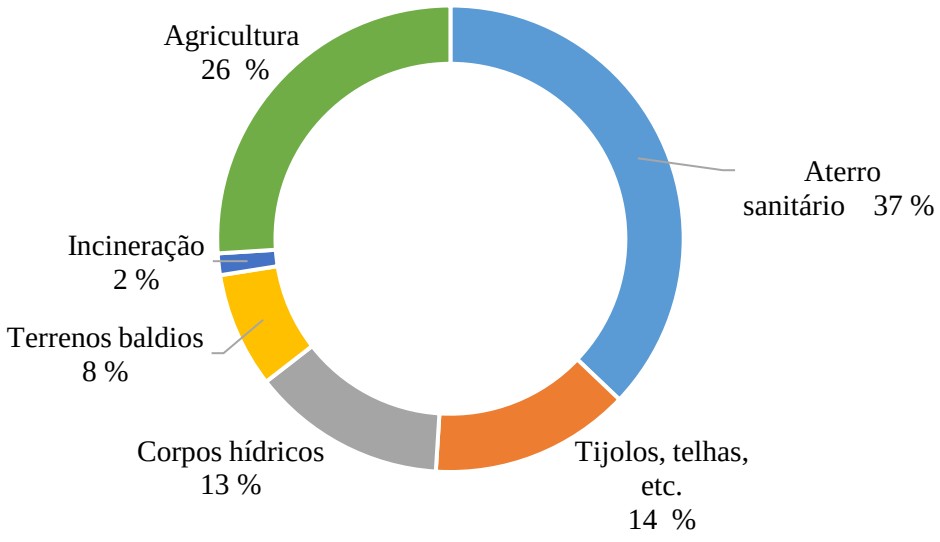
Já a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), Lei n° 12305, de agosto de 2010, é a lei que regulamenta a disposição dos resíduos sólidos e o define como um material, substância, objeto ou bem descartado, resultante de atividades humanas em sociedade, a cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido. De acordo com Salihoglu e Mardani-Aghabaglou (2020), o lodo de esgoto é considerado um material semissólido do processo de tratamento de efluentes. Apesar do lodo de esgoto não ser enquadrado de forma específica na PNRS, essa lei pode se aplicar ao lodo, devido a sua definição e por suas características estarem em consonância com o que preconiza os principais objetivos da lei, conforme listados a seguir (PNRS, BRASIL, 2010, pág. 4):

> “I - proteção da saúde pública e da qualidade ambiental;
>
> II - não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos;
>
> III - estímulo à adoção de padrões sustentáveis de produção e consumo de bens e serviços;
>
> IV - adoção, desenvolvimento e aprimoramento de tecnologias limpas como forma de minimizar impactos ambientais;
>
> V - redução do volume e da periculosidade dos resíduos perigosos;
>
> VI - incentivo à indústria da reciclagem, tendo em vista fomentar o uso de matérias-primas e insumos derivados de materiais recicláveis e reciclados;
>
> VII - gestão integrada de resíduos sólidos.”

Destaca-se que tais objetivos têm como finalidade reciclar o resíduo de forma adequada, atendendo ambientalmente, economicamente e socialmente uma cidade de maneira sustentável. Contudo, os problemas decorrentes da geração do lodo de esgoto requerem soluções complexas, podendo representar um aumento substancial dos custos totais de operação das ETE - cerca de 50 %, se considerados os gastos até a disposição final do lodo (FHWA, 2012). Devido a especificidade dos critérios de uso do biossólido na Resolução nº 498 (BRASIL, 2020), o lodo de esgoto pode ser melhor enquadrado nesta legislação ambiental.

A Figura 2 mostra as principais destinações do lodo de esgoto no Brasil, de acordo com o levantamento do IBGE (2010), que são: aterro sanitário, incineração, uso agrícola, lançamentos em corpos hídricos e terrenos baldios. Observa-se que 37 % são dispostos no aterro sanitário, como já mencionado, que 26 % são destinados ao uso agrícola, 13 % para corpos hídricos, 8 % para terrenos baldios e que apenas 2 % vão para incineração. Outros tipos de destinação correspondem a 14 % e envolvem o reaproveitamento na fabricação de tijolos, telhas, entre outros produtos.

Figura 2 Disposição final do lodo de esgoto no Brasil



Fonte: IBGE (2010)

O emprego final do lodo de esgoto é direcionado ao tratamento capaz de reduzir esse volumoso resíduo e a mitigação do seu impacto ao meio ambiente. No cenário mundial, vários métodos têm sido previstos para a reciclagem do lodo de esgoto, tais como: geração de energia (REN *et*

al. 2017), produção de combustíveis (LEE *et al.* 2019), recuperação do fósforo (KORVING *et al.* 2019), recuperação de metais raros (WESTERHOFF *et al.* 2015), recuperação de áreas degradadas (GUERRINI *et al.* 2017) e construção civil (PAVLÍK *et al.* 2019). Contudo, devido a heterogeneidade do lodo é necessário analisá-lo física e quimicamente antes das aplicações citadas.

2.4 PRINCIPAIS FORMAS DE DESTINAÇÃO DO LODO DE ESGOTO

A destinação do lodo de esgoto de maneira econômica, ambiental e socialmente aceitável é um desafio que a sociedade moderna enfrenta hoje. Consequentemente, as opções de reutilização de lodo são preferidas em comparação ao descarte simples, pois podem agregar valor ao lodo de esgoto, além de minimizar as ações contra o meio. Assim, é importante discutir as principais formas de destinação tais como agricultura, recuperação de áreas degradadas, aterro sanitário, biogás, adsorção e tratamentos térmicos.

2.4.1 Agricultura

O uso do lodo de esgoto na agricultura é regulamentado no Brasil através da Resolução nº 498 do CONAMA, que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto e seus produtos derivados, e dá outras providências (BRASIL, 2020). Esta resolução limita as concentrações de patógenos, metais e cargas cumulativas.

O lodo resultante de estações de tratamento pode ser aceito no setor agrícola, devido a sua composição rica em nutrientes, atuando como um produto biológico compatível com o meio ambiente, e como uma alternativa adequada a adubos químicos contendo nitrogênio e fósforo (GLAB *et al.* 2018). Dado o seu enriquecimento em nutrientes, como nitrogênio, fósforo e potássio, o lodo pode ser usado como condicionador de solo e fertilizante para melhorar os produtos agrícolas (KARIM *et al.* 2021).

Balanica *et al.* (2018) analisaram, por 5 anos, as características do lodo de esgoto resultante de uma área urbana com mais de 1,6 milhão de habitantes. As concentrações dos metais Cr, Cu, Cd, Co, Ni e Zn estavam abaixo dos valores-limite. É importante enfatizar, que a presença de

metais pode ser perigosa para o meio ambiente assim, o lodo, ao ser usado em campos agrícolas deve considerar o potencial dos metais acumulados no solo. O lodo é oficialmente classificado como resíduo, mas de acordo com a hierarquia de gerenciamento de resíduos, é aceitável usá-lo de forma benéfica sempre que possível como fertilizante orgânico em solo ou como fonte de energia recuperada pela combustão (FEODOROV, 2016).

Ferrans *et al.* (2020) desenvolveram uma estrutura sistemática para orientar a tomada de decisões em relação às opções sustentáveis do uso de lodo de esgoto, visando assim abordar a questão do gerenciamento de lodo na América Latina. Os resultados mostraram que as formas mais sustentáveis de usar lodo de esgoto em Panajachel, na Guatemala, são com o uso agrícola e condicionamento do solo.

Rovena *et al.* (2017) avaliaram a qualidade do solo em dois tipos de campos experimentais organizados em sistemas agrícolas ecológicos *versus* sistemas agrícolas convencionais. O experimento de campo em agricultura ecológica utilizou lodo de esgoto para avaliar o efeito da fertilização orgânica do solo. Foi possível constatar que o solo apresentou propriedades favoráveis ao crescimento e desenvolvimento de plantas cultivadas, iguais ou superiores ao observado no sistema agrícola convencional.

2.4.2 Recuperação de áreas degradadas

A degradação do solo é um problema eminente, particularmente em áreas áridas e semiáridas, caracterizadas por pluviosidade baixa e irregular, secas periódicas e diferentes associações de cobertura vegetal e solos. Nessas áreas, ações induzidas pelo homem e condições naturais contribuem para a perda de matéria orgânica do solo, fortemente ligada à degradação e desertificação do solo, e causam um declínio na produtividade agronômica e a falha dos serviços do ecossistema do solo (ADHIKARI; HARTEMINK, 2016). Para minimização desse processo, o uso do lodo de esgoto para recuperação de áreas degradadas tem sido aplicado, devido ao seu potencial para fins agrícolas, não agrícolas e de reabilitação do solo, dependendo da identificação de suas propriedades físicas, químicas e microbiológicas (KEPKA *et al.* 2017).

Kicinska *et al.* (2019) mostraram que o lodo de esgoto doméstico de uma cidade na Polônia está em conformidade com os padrões regulatórios atuais, possibilitando seu uso na reabilitação de solos, tanto para fins agrícolas quanto não agrícolas. Os autores demonstraram que o lodo

de esgoto estimula o crescimento da planta e, portanto, pode ser usado tanto para reabilitação do solo quanto para fertilização.

Estudo realizado por Bonini *et al.* (2015) testou a influência de lodo de esgoto em dosagens de 30 e 60 Megagrama/hectare na reestruturação de um solo degradado. Com a adição do lodo de esgoto, observou-se uma melhoria nos atributos físicos (aumento na macro porosidade e porosidade; diminuição da resistência à penetração e densidade do solo) e químicos (melhoria nos teores de matéria orgânica, potássio e minimização da acidez) do solo em questão, após quatro anos de cultivo de eucalipto e braquiária. O lodo, quando incorporado ao solo, pode proporcionar melhoria na agregação das partículas, que leva a diminuição da densidade e aumento em macro porosidade e possibilita maior aeração, e capacidade de retenção de água.

De acordo com Shafii *et al.* (2019), na aplicação do solo, a cinza do lodo de esgoto foi usada como estabilizador químico para melhorar as propriedades físicas e de engenharia do solo fraco. Recomenda-se que, para solo argiloso e macio, a quantidade de cinza de lodo de esgoto a ser adicionada seja de 7 a 8 % e, para o solo com granulação fina, a quantidade de cinza a ser adicionada possa ser maior, com teores de até 50 %. Alguns pesquisadores usaram a combinação de cinzas de lodo de esgoto e cimento para estabilizar o solo (LUO *et al.* 2012; LIN *et al*. 2016; APARNA, 2021). Essa combinação favoreceu o solo composto por argilas moles ou areias argilosas fofas de deposição recente, devido às suas propriedades químicas quase semelhantes às propriedades do cimento. Essa combinação às vezes pode melhorar a resistência do solo em até 30 vezes em comparação com o solo não tratado (CHEN; LIN, 2009).

2.4.3 Aterro sanitário

De acordo com a resolução n° 375 do Conama (BRASIL, 2006), aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos urbanos no solo, que promove o confinamento dos resíduos e rejeitos à menor área e ao menor volume possíveis, cobrindo-os com uma camada de terra na conclusão de cada jornada de trabalho, ou a intervalos menores, se necessário. Vale ressaltar, que o aterro sanitário é o tipo de disposição final mais utilizado no Brasil (SILVA *et al.* 2020), mas que pode apresentar algumas desvantagens como aquelas relacionadas com a necessidade dos diversos cuidados e medidas que devem ser tomados após o fim das suas atividades (DELFINO, 2017). Tais cuidados incluem o monitoramento das águas dos corpos hídricos sob

influência do aterro, o monitoramento do lençol freático abaixo da estrutura do aterro, e a análise da integridade e estabilidade da estrutura geológica que forma o aterro, por exemplo.

Um dos resíduos dispostos em aterro sanitário é o lodo de esgoto, devido ao menor custo. No entanto, essa disposição pode causar instabilidade de taludes, comprometendo a segurança operacional durante a sua disposição, devido aos baixos parâmetros de resistência ao cisalhamento (deslocamento em planos diferentes) e aumento na geração de lixiviado (BRINGHENTI *et al.* 2018). Conforme Zhan *et al.* (2014), dispor o lodo de esgoto em aterros sanitários, sem qualquer tratamento, reduzirá sua capacidade de armazenamento e resultará em instabilidade do aterro e dificuldades na sua operação.

Por outro lado, algumas diretrizes foram estabelecidas para o uso do LE como coberturas alternativas, diárias ou intermediárias, em aterros sanitários que empregam o solo como método tradicional (JOOSTEN, 2014). Modificar o lodo para ser um material semelhante ao solo e servir como uma cobertura temporária adequada pode reduzir, simultaneamente, o problema da capacidade de armazenamento do aterro e do descarte do lodo (FAN *et al.* 2019).

2.4.4 Biogás

O biogás é uma forma de energia renovável promissora, produzida pela digestão anaeróbica de matérias-primas. O biogás é constituído basicamente de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), variando de 40 a 60 % e 35 a 55 %, respectivamente, juntamente com traços de sulfeto de hidrogênio (H_2S), umidade e outros contaminantes (GHOSH *et al.* 2020).

Segundo Maragkaki *et al.* (2018), na Grécia, a taxa de produção de biogás atingiu 1751 ml de biogás por litro por dia utilizando 5 % de glicerol bruto e 95 % de lodo de esgoto. Além disso, a co-digestão melhorou a produção de biogás de 14 % para 674 % (5 % glicerol bruto e 95 % lodo de esgoto). Ou seja, as estações de tratamento de esgoto na Grécia podem aumentar a produção de biogás adicionando outros resíduos ao lodo de esgoto sem afetar a operação dos digestores existentes e sem exigir instalações adicionais. Foi observado a melhor produção de biogás com alto teor de metano.

Conforme estudos de Kiselev *et al.* (2019), a digestão anaeróbica é um dos métodos de recuperação de energia do lodo de esgoto e a partir disso, os autores fizeram uma avaliação preliminar de possíveis soluções de biogás e biometano de lodo de esgoto. Os resultados do

módulo de energia mostraram um conteúdo energético líquido do biogás entre 6575 MWh/ano e 7200 MWh/ano. Ambas as opções produziram um saldo favorável de gases de efeito estufa (GEE), o que significa que as emissões evitadas são maiores que as emissões produzidas. A discussão dos resultados também mostrou que, nesse caso, a opção de combustão de biogás com cogeração de energia elétrica e térmica é preferível à opção biometano a ser usado em transportes.

No estudo de Mirmasoumi *et al.* (2018), a produtividade de metano foi avaliada com uso do lodo de esgoto municipal e alimentos desperdiçados. A combinação levou a um aumento significativo na produtividade de metano, não havendo necessidade de pré-tratamento de lodo de esgoto por mais de 30 minutos. No estudo de Cao *et al.* (2013), uma Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) "do berço ao túmulo" foi realizada para examinar as pegadas de emissão de energia e gases do efeito estufa (GEE) de dois sistemas emergentes de lodo em energia. Os resultados demonstraram que ambos os sistemas podem ser creditados com um potencial não apenas de produzir energia líquida considerável, mas também de reduzir as emissões de GEE. Os resultados também indicam que o lodo de esgoto pode servir como uma fonte de energia renovável benéfica, devido a energia necessária para secagem e desaguamento de lodo (116,10 GJ) em relação ao sistema exceder notavelmente a demanda de energia para operação (110,04 GJ) é a razão subjacente pela qual mais benefícios de energia e emissão de GEE foram alcançados. Li *et al.* (2017b) conduziram uma ACV juntamente com estudos econômicos para comparar processos de digestão anaeróbica. A digestão anaeróbica termofílica de alto teor de sólidos pode converter mais lodo em biogás em menor tempo de digestão porque a alta temperatura (aproximadamente 55 ºC) acelera reações bioquímicas. Este tipo de digestão anaeóbica apresentou 44% de menor impacto ambiental e o melhor desempenho econômico.

2.4.5 Adsorção

Uma outra forma de destinar o lodo de esgoto é produzindo carvões e utilizando-os como adsorventes em processos de adsorção. O lodo de esgoto é capaz de adsorver substâncias, por ser rico em argilas e metais, e após modificações que promovam a remoção do material volátil e ativação de sítios ativos em sua superfície, o resíduo sólido remanescente é apropriado para ser utilizado como adsorventes de baixo custo na remoção de diversos poluentes. Adsorventes

preparados a partir do lodo de esgoto já foram utilizados para remoção de metais, corantes têxteis, fármacos, poluentes orgânicos, sulfetos, entre outros (FONTS *et al.* 2012).

O carvão obtido do tratamento térmico do lodo de esgoto, ou biochar, pode ser definido como um produto sólido proveniente da decomposição termoquímica da biomassa que não apenas reduz a quantidade de carbono emitida na atmosfera, mas também é um substituto ecológico do carvão ativado e de outros materiais de carbono. As aplicações do biochar são muito diversificadas, desde produção de calor e energia, até material de construção e para uso médico. A carbonização decompõe partes da biomassa, mas retém uma grande parte de seu conteúdo de carbono. As propriedades são alteradas; o produto se torna mais carbonáceo e, portanto, mais fácil de aplicar, como por exemplo, no tratamento de águas residuais e remediação de solo contaminado (JIAN *et al.* 2018).

Li Jing *et al.* (2020) promoveram a adsorção de fosfato usando biochar à base de lodo de esgoto, modificado pelo metal lantânio. Esse estudo indicou que o biochar à base de lodo, à temperatura de pirólise de 600 °C, foi mais propício na adsorção do fosfato e que a capacidade máxima de adsorção do fosfato com lantânio foi calculada em 93,91 mg/g, ou seja, o lodo de esgoto pode servir como um adsorvente promissor para o fosfato em aplicações reais.

Regkouzas *et al.* (2019) produziram biochar a partir da biomassa de lodo de esgoto de tratamento sob suprimento contínuo de nitrogênio. Os resultados mostraram que amostras de biochar, a base de lodo de esgoto, foram eficazes como materiais adsorventes. A remoção de poluentes de águas residuais foi de 35 a 97 %. Os resultados deste estudo indicam que o biochar de lodo de esgoto tem potencial para ser um adsorvente eficaz e de baixo custo, proporcionando, ao mesmo tempo, uma solução viável e ambientalmente correta em relação à difícil tarefa de gerenciamento do lodo.

Conforme Li Yu-Huan *et al.* (2020), o carvão formado por meio da pirólise de lodo de esgoto é adequado para a preparação de carvão ativado. Neste estudo, o carvão foi utilizado como um adsorvente de baixo custo com propriedades superficiais favoráveis, com a taxa de remoção de dimetil ftalato podendo chegar a 87 %.

2.4.6 Tratamento térmico

As tecnologias termoquímicas, principalmente incineração, pirólise e gaseificação foram apontados como alternativas promissoras para a valorização do lodo de esgoto (SAMOLADA;

ZABANIOTOU, 2014). Os benefícios potenciais do uso de cinzas de LE nos materiais de construção, por exemplo, incluem imobilizar metais na matriz, oxidar a matéria orgânica e destruir quaisquer patógenos durante o processo de queima (CIESLIK *et al.* 2015).

A pirólise consiste na decomposição térmica da fração orgânica em atmosfera inerte. Assim, as frações de gás e líquido com potencial energético são recuperadas e um resíduo sólido (carvão vegetal) é obtido como subproduto. A pirólise pode ser considerada um processo de desperdício zero, porque o carvão pode ser usado como um adsorvente de H_2S ou NOx em correntes gasosas (PAYÁ, *et al.* 2019).

A gaseificação, ao contrário da pirólise, é um tratamento térmico na presença de uma atmosfera reativa limitada, obtendo um gás combustível. Esse processo possui várias vantagens em relação à combustão simples, uma vez que não é necessário combustível suplementar e são geradas baixas emissões de SOx (PAYÁ, *et al.* 2019).

Já a incineração do lodo de esgoto é a tecnologia térmica mais utilizada. A incineração vaporiza o conteúdo de água e queima o conteúdo orgânico do LE. No entanto, os sólidos inorgânicos de entrada conservam-se, podendo ser denominados como cinzas de lodo de esgoto (CLE), que necessitam de gerenciamento (BANERJEE *et al.* 2021). A cinza do lodo de esgoto é um material sólido em pó, em alguns casos caracterizada como poeira inerte e em outros como um resíduo sólido perigoso (ŚWIERCZEK *et al.* 2021). Tendo em conta que os processos de incineração reduzem o volume de LE em 90 %, e a sua massa em 70 %, a produção potencial de CLE estimada pela União Europeia seria cerca de 3 Mt por ano (LYNN *et al.* 2015). Uma vantagem adicional da incineração é a destruição de componentes orgânicos perigosos no lodo e problemas de odor (TANTAWY *et al.* 2012). O lodo de esgoto seco possui um valor calorífico variando de 12 a 20 MJ / kg (ZHANG *et al.* 2013).

Para o lodo de esgoto, a incineração é um meio de destinação, e a cinza de lodo de esgoto gerada através desse processo ainda necessita de uma destinação viável e ambientalmente aceitável. Através da incineração, pode ocorrer a emissão de gases poluentes como por exemplo: SO_2, NOx e metais na sua forma volátil como Cd, Pb, Cu e Zn (LIANG *et al.* 2021). Estes requerem um controle nas emissões e por fim, tentar reduzir o consumo elevado de energia dos processos de secagem.

2.5 ASPECTOS DO LODO DE ESGOTO E DA CINZA DE LODO DE ESGOTO PARA APLICAÇÃO NA CONSTRUÇÃO CIVIL

O lodo de esgoto sempre teve uma destinação, mesmo não sendo tão ambientalmente adequada. Atualmente, os métodos mais comuns de eliminação de lodo são despejos no oceano, aterro, e uso agrícola. Todas essas alternativas de descarte têm vários graus de impactos ambientais. Como alternativa à essas disposições, têm-se a possibilidade de transformar esse resíduo em recurso em uma cadeia produtiva. A construção civil se apresenta de modo propício como uma receptora desse resíduo, seja úmido ou incinerado.

O lodo de esgoto apresenta matéria orgânica, patógenos e alta umidade que pode apresentar efeitos negativos no concreto no estado fresco, como declínio na trabalhabilidade (LYNN *et al.* 2015). Tuan *et al.* (2013), analisou a viabilidade de produção de agregado leve feita a partir de uma grande quantidade de lodo de esgoto úmido pelo processo de granulação úmida. A aplicação do método resultou em diminuição do custo do agregado e menor consumo de energia durante a produção. Wei (2015) relatou que houve uma economia de custos e o menor consumo de energia, quando incinerou o lodo a 1100 ° C e 8 min para a produção de agregados. Suchorab *et al.* (2016) demonstrou que a produção de agregado a partir do uso do lodo de esgoto causou uma diminuição na resistência a compressão e uma redução (cerca de 4%) na durabilidade do concreto. Ukwatta *et al.* 2016 informaram que a adição de até 50% de LE produziu uma diminuição de 40% na resistência a compressão em tijolos cerâmicos. Apesar desse efeito nas propriedades mecânicas, em questões ambientiais os tijolos com LE podem economizar até 25% de energia durante a queima em um forno elétrico.

O uso do lodo de esgoto se apresentou também como um mitigador dos danos ambientais. Segundo Nakic (2018), ao avaliar os efeitos ambientais da utilização do lodo de esgoto no concreto, foi observado a diminuição de 9 %, expressos como potencial de aquecimento global em kg de CO2eq. No caso de redirecionar a quantidade total de lodo de esgoto, que seria gerada em uma estação de tratamento para a indústria de concreto, é possível esperar uma redução anual no potencial de aquecimento global de mais de 10 milhões em kg de CO2eq. Além disso, a indústria da construção consome aproximadamente 50 % dos recursos naturais da Terra e gera cerca de 50% de seus resíduos (DE SCHEPPER et al. 2014).

Entre as aplicações possíveis, o uso do lodo de esgoto em materiais de construção, após incineração, é uma grande promessa para sua destinação, pois estabiliza o lodo, minimiza o

odor, além de propiciar um alívio na extração de matérias-primas para produção de materiais da construção civil (TANTAWY *et al.* 2012).

De acordo com Cheeseman e Virdi (2005), embora a cinza de lodo de esgoto não seja considerada um resíduo perigoso, há uma preocupação com o alto teor de metais contidos nesse material, que limitaram seu uso na agricultura ou em aterros sanitários. Assim, alguns estudos relatados na literatura mostram que a composição química da CLE pode ser altamente variada, dependendo da origem das águas residuais, dos aditivos usados em seu tratamento e dos sistemas de incineração (WANG et al. 2005; NAKIC *et al*. 2017; KASAW et al. 2021). No entanto, em todos os casos, os principais componentes das cinzas do lodo de esgoto são SiO_2, CaO, Al_2O_3, Fe_2O_3, MgO e P_2O_5 (LYNN *et al.* 2015) além dos metais considerados tóxicos como As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb e Zn (LYNN *et al.* 2018). Esta composição em óxidos é semelhante à composição do cimento Portland como pode ser obervado na Tabela 2. Assim, a CLE apresenta potencial para ser usada como seu substituto de forma parcial. Além disso, o uso da CLE se apresenta como possível substituto ao agregado (TANG *et al.* 2020b), como matéria-prima para fabricação do cimento (LIN *et al.* 2012) e de tijolos (OTTOSEN *et al.* 2020). Destaca-se então a possibilidade do uso da cinza do lodo de esgoto na indústria da construção, devido as suas propriedades químicas e também físicas, como distribuição de tamanho de partículas, densidade e superfície específica.

Tabela 2 Faixa de valores dos principais óxidos presentes nas cinzas obtidas por incineração de lodo de esgoto

Óxidos	**%**
SiO_2	17,27 - 50,60
Al_2O_3	6,32 - 19,09
Fe_2O_3	4,70 - 20,00
CaO	1,93 - 31,30
Na_2O	0,32 - 1,26
MgO	1,40 - 3,22
P_2O_5	1,67 - 18,17
TiO_2	0,29 - 1,00
K_2O	0,62 - 2,34

Fonte: Adaptado de Vouk *et al.* 2016.

Luo *et al*. (2009) relataram que a densidade da cinza de 2,13 g/cm³, foi menor que a densidade apresentada pelo cimento comum (3,15 g/cm³) e pela areia de rio (2,58 g/cm³). Basto et al. (2019), relataram que a densidade de cinzas do lodo de esgoto pode variar entre 2,58 a 2,63 g/cm³, comparável à densidade da areia natural e metacaulim, podendo a CLE atuar como agregado miúdo, substituindo a areia natural (MAHDIKHANI; KHANBAN, 2019).

A cinza de lodo de esgoto apresentou distribuição de tamanho variando entre 1 e 100 μm, com um diâmetro médio em torno de 26 μm (YUSUF *et al.* 2012). De acordo com (VOUK et al. 2017a), a faixa de tamanho de partícula depende do processo de tratamento do lodo e do tipo de sistema de incineração do lodo de esgoto

A superfície específica da CLE através do método Blaine e BET foi determinada como 640 e 19000 m²/kg, respectivamente (YUSUF *et al.* 2012). Essa faixa apresenta valores comparáveis a superfície específica de Blaine do metacaulim 2348,97 m²/kg (BASTO *et al.* 2019) e da areia natural 610 m²/kg (KIRTHIKA *et al.* 2019). Por apresentar superfície específica bastante elevada em comparação com o cimento (440 m²/kg), essa característica pode estar relacionada com a morfologia irregular dos grãos e sua porosidade. E por consequência, pode significar alta demanda de água, que afeta a trabalhabilidade das argamassas (YUSUF *et al.* 2012). Lynn *et al.* (2019) propuseram que a absorção de água pode chegar a 17,9 %, quando a cinza foi utilizada em concreto.

Monzó *et al.* (1999) indicaram que a CLE pode se apresentar como um material reativo e que aumenta a resistência da argamassa devido às suas propriedades pozolânicas. (Pan et *al.* 2003) relataram que a CLE quando usada em argamassa tem menor atividade pozolânica levando a menor resistência e alta demanda de água, podendo ser superada por moagem.

Esses resultados confirmam a alta variabilidade do LE úmido, seco e incinerado. A utilização do LE e da CLE em materiais de construção apresenta-se como uma alternativa promissora para a indústria da construção civil. Entretanto, devido a sua heterogeneidade, composição química e diferentes tipos de tratamento, uma análise prévia é necessária.

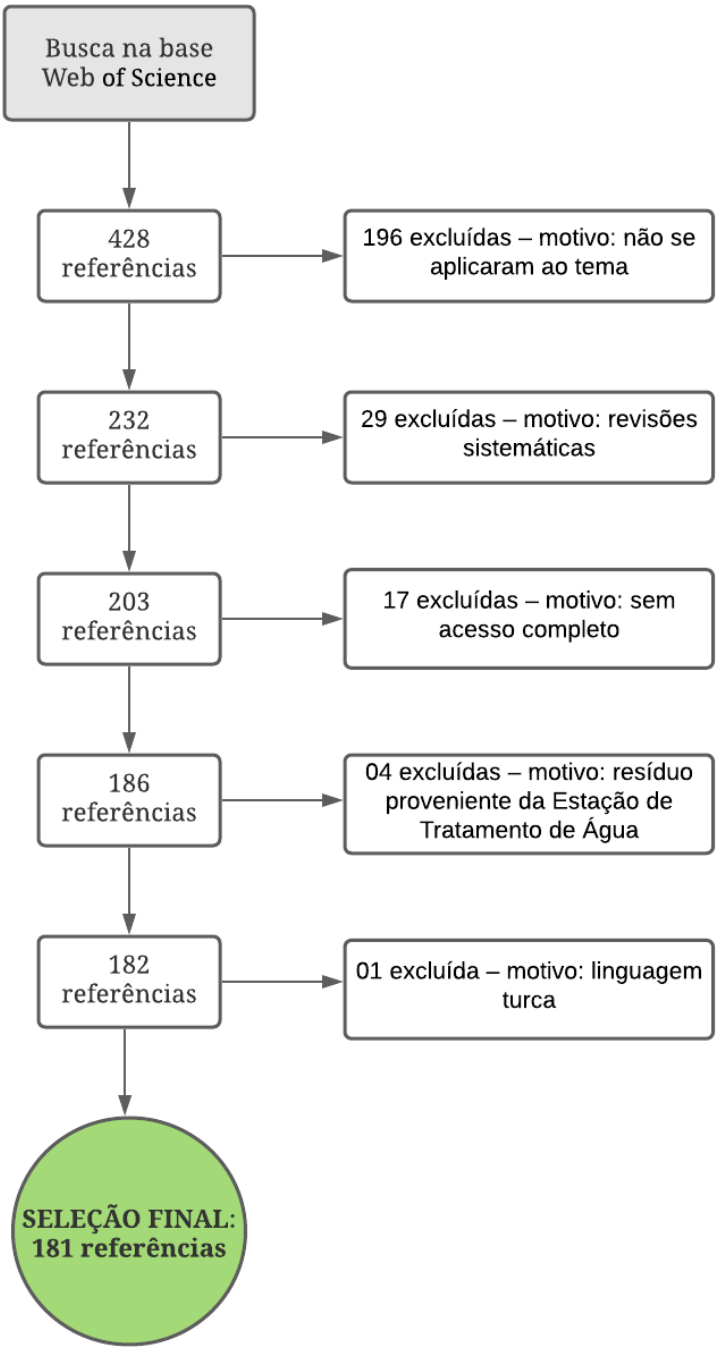
3 ESCOPO DA PROSPECÇÃO CIENTÍFICA

Para o desenvolvimento desse trabalho foi realizada uma revisão sistemática de estudos que utilizaram o lodo de esgoto e a cinza de lodo de esgoto em materiais de construção. O levantamento bibliográfico foi realizado através de consulta à base Web of Science, em abril de 2021 e posteriormente em dezembro de 2021, acessadas através do Portal Periódico Capes.

No período entre 1984 a 2021, foram registradas 428 referências, a partir da combinação das palavras-chave consideradas na busca dos trabalhos como: lodo de esgoto (*sewage sludge*), cinza de lodo de esgoto (*sewage sludge ash*), pasta (*paste*), argamassa (*mortar*) e concreto (*concrete*). A partir disso, foi montada a seguinte *string* de busca: (“sewage sludge” or “sewage sludge ash”) and (“paste” or “mortar” or “concrete”), sendo realizada no campo tópico (incluindo título, resumo, palavras-chave do autor e palavras-chave mais).

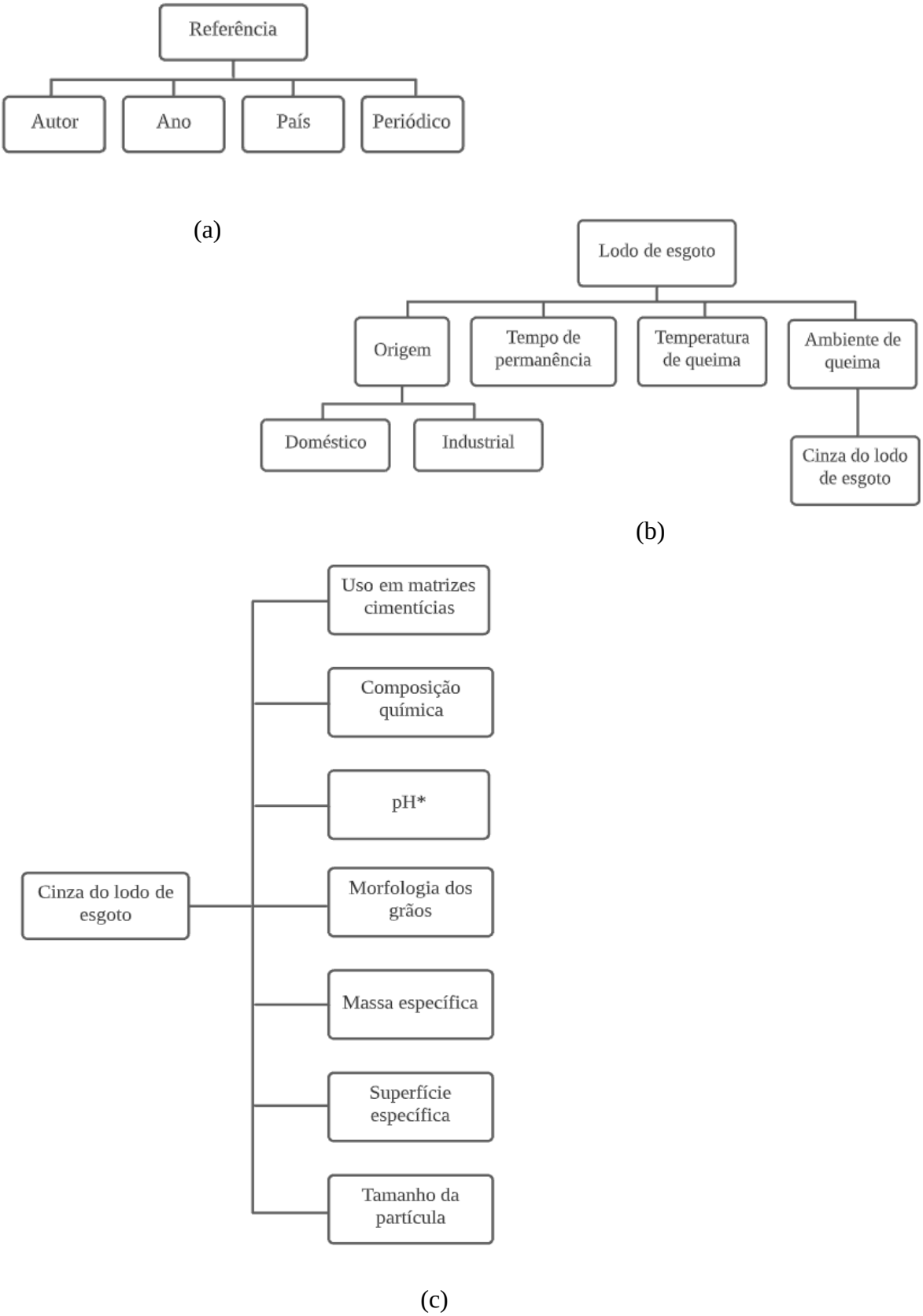
Contudo, foram aplicados cinco critérios de exclusão aos estudos, tais como: (1) Estudos que não fizeram aplicações em materiais de construção; (2) Trabalhos de revisão; (3) Não foi possível ter acesso ao estudo completo; (4) Estudos que utilizaram lodo proveniente de Estação de Tratamento de Água e (5) Linguagem diferente do inglês. Após aplicação dos critérios de exclusão e análise das referências obtidas foram selecionados 181 artigos para compor o banco de dados da revisão sistemática. Com base nos critérios de inclusão previamente estabelecidos, buscou-se selecionar os artigos vinculados ao tema, de modo a atender aos objetivos desta pesquisa. A Figura 3 apresenta o fluxograma das etapas de seleção dos estudos que compõem esse trabalho de dissertação, mostrando os motivos de exclusão em cada etapa.

Figura 3 Fluxograma de seleção dos estudos para a revisão sistemática



Fonte: Autora (2022)

Figura 4 Fluxograma com as variáveis analisadas separados por grupo: a) Referência; b) Lodo de esgoto; c) Cinza do lodo de esgoto



Fonte: Autora (2022)

Nota*: pH do LE e da CLE

Essa revisão sistemática foi realizada com publicações de diversos partes do mundo, envolvendo análise de dados, cobrindo as características físicas e químicas do material e seu uso como matéria-prima para clínquer de cimento e tijolos, além de substituintes ao cimento, água e agregados, na produção de pastas, argamassas e concretos, definidos como materiais de construção.

Os dados referentes à temática abordada nesses estudos foram avaliados, tais como:

i. tendência global de publicação;

ii. LE e CLE versus ano de publicação;

iii. classificação dos periódicos;

iv. origem do lodo;

v. temperatura de queima;

vi. ambiente de queima;

Com a inserção da cinza de lodo de esgoto em materiais de construção, foi possível discutir os seguintes dados:

i. uso da CLE em materiais de construção;

ii. composição química da CLE

iii. pH do LE e da CLE

iv. porcentagem de utilização da CLE

v. massa específica da CLE

vi. superfície específica da CLE

vii. tamanho da partícula da CLE

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

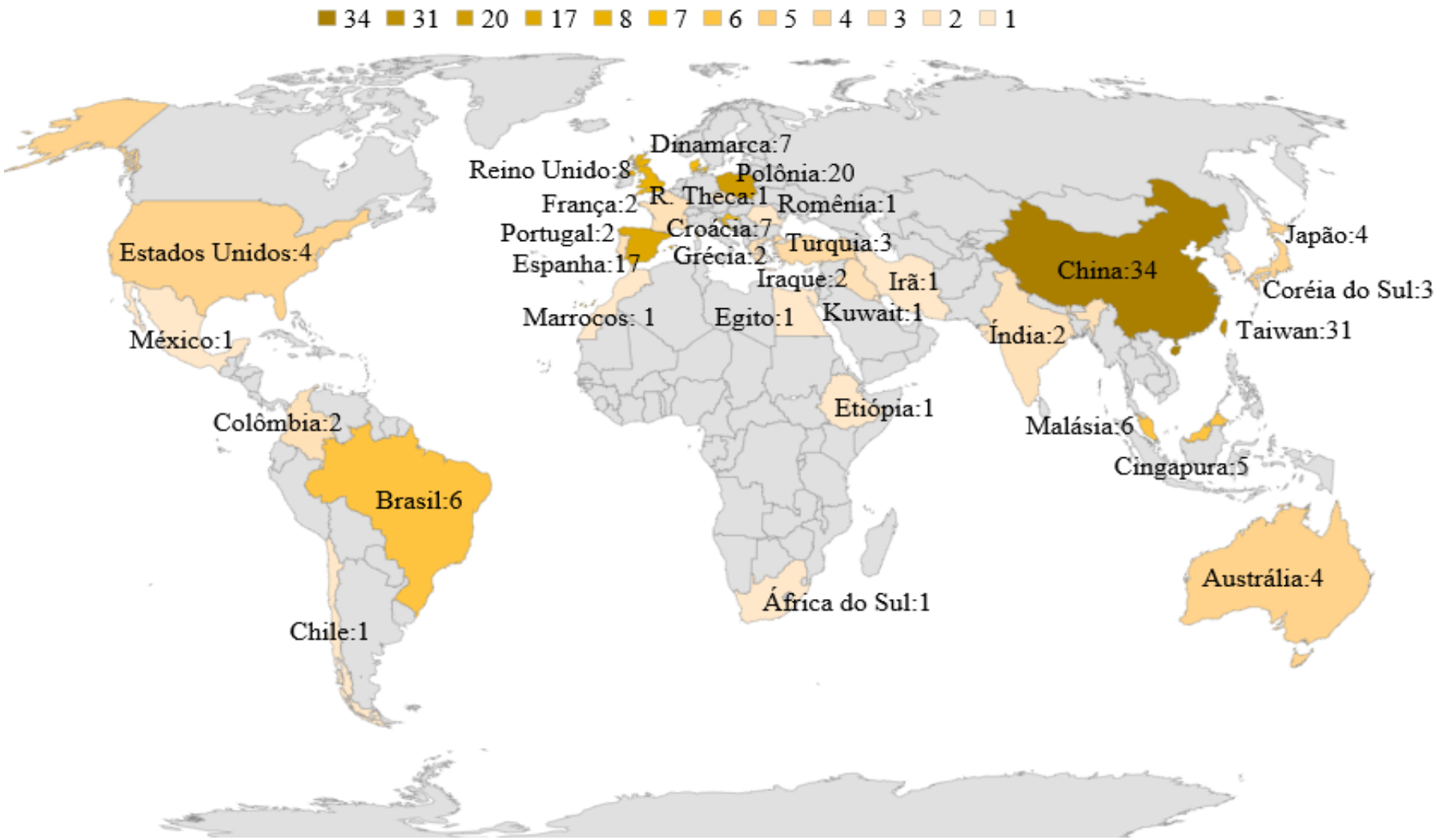
4.1 TENDÊNCIA GLOBAL DE PUBLICAÇÃO

O lodo de esgoto se tornou uma questão emergente para diversos países, especialmente àqueles que regulamentam a disposição em aterros, dada a melhoria na destinação das águas residuais e aumento das redes de saneamento. Diante disso, pesquisas têm sido realizadas com o setor da construção civil, por exemplo, que se mostra como uma destinação final alternativa para absorver esse resíduo devido ao volume gerado e compatibilidade no uso.

O resultado do levantamento bibliográfico no período entre 1984 a 2021 realizado na plataforma *Web of Science*, utilizando as palavras-chaves lodo de esgoto (*sewage sludge*), cinza de lodo de esgoto (*sewage sludge ash*), pasta (*paste*), argamassa (*mortar*) e concreto (*concrete*), resultou em 482 publicações. Após aplicar os critérios de exclusão como definidos na metodologia, 181 artigos foram selecionados para análise conforme apresentado na Figura 3. Essas publicações estão distribuídas de forma bastante heterogênea entre os países dos cinco (05) continentes, como mostra a Figura 5: Ásia (92), Europa (67), América (14), Oceania (04) e África (04).

Os resultados revelaram que as maiores contribuições foram dos continentes asiático e europeu, correspondendo a 51 % e 37 % das publicações, respectivamente. Comparativamente, poucos estudos foram voltados para a América, distribuídos em América do Sul (09) e América do Norte (05), representando apenas 5 % e 3 % do total, respectivamente. A vasta extensão de terras desse continente pode ser uma das causas para a busca ainda tímida nesse tema. Nos Estados Unidos, por exemplo, a opção de destinação final dominante para o lodo de esgoto é a agricultura. Aproximadamente 60 % da produção anual de 17,8 milhões de toneladas métricas de lodo (peso seco) nos Estados Unidos é convertido em biossólidos e usado como fertilizante agrícola (SPINOSA, 2011).

Figura 5 Distribuição espacial da base de estudo



Fonte: Autora (2022).

A Austrália foi o único país que publicou em seu continente, equivalente a 2 %. Apesar da mesma porcentagem de 2 %, a quantidade de publicações no continente africano se dividiu em 04 países: Marrocos, Egito, Etiópia e África do Sul. Os artigos do Reino Unido compreendem os publicados na Inglaterra e Escócia, e àqueles publicados em Hong Kong depois de 1997, foram considerados da China (34), país que se destaca pelos maiores números de publicações. Embora o método mais comum para descarte do lodo de esgoto na China seja a disposição em aterros sanitários, o problema de estabilidade pelo elevado teor de matéria orgânica e a produção massiva de lodo, aliada a limitação dos aterros disponíveis nas grandes cidades como Xangai e Shenzhen, se tornaram grandes barreiras a continuação dessa prática (ZHAN *et al.* 2014). Desta forma, a perspectiva de utilizar cinzas do lodo de esgoto em materiais da construção civil tem se tornado uma estratégia de grande alcance, que pode aliviar o consumo de matéria-prima durante o desenvolvimento urbano na China. A incineração não só reduz a quantidade de lodo e resíduos para tratamento posterior, mas também fornece um método econômico e eficiente em termos de energia para ecoconstrução na produção de materiais (WONG *et al.* 2004, CHENG *et al.* 2019, ZHOU *et al.* 2020c).

Taiwan (31), Polônia (20) e Espanha (17) também se destacam entre os países que mais publicaram sobre o aproveitamento do lodo de esgoto ou as cinzas do lodo de esgoto em materiais de construção, e isso pode também estar relacionado a limitações de espaço territorial para construção de aterros sanitários e resoluções tecnológicas. No caso da ilha de Taiwan, a situação ainda é mais crítica pela falta de aterros sanitários adequados e os resíduos podem se acumular pelas ruas dos centros urbanos (CHEN *et al.* 2021).

Na Polônia, devido às restrições legais, como a limitação de descarte de lodo de esgoto em aterros sanitários (86/278/EC), além da determinação do lodo de esgoto ser tratado como um produto para desenvolvimento futuro (91/271/EEC), percebeu-se que entre os anos de 2000 a 2019, houve uma diminuição significativa no volume de lodo de esgoto direcionado ao aterro (de 43 para 1,6 %) e um aumento no volume de incinerados de 1,4 % para 19,1 %, em 2018 (KACPRZAK; KUPICH, 2021). Devido a essas restrições, a alternativa encontrada foi a co-combustão de lodo de esgoto, com outros materiais (carvão, linhita ou madeira) e até mesmo com o lixo municipal, para atender a essas diretrizes. Essa co-combustão beneficia na redução do combustível utilizado na queima, devido ao alto poder calorífico do lodo ao ser adicionado em pequenas quantidades em relação à massa total. Após a co-combustão, tem-se como produto

final, para uma nova destinação, a cinza de lodo de esgoto mais resíduos inorgânicos dos materiais adicionados durante a queima (WERTHER; OGADA, 1999).

Como a Polônia apresenta um próspero setor da indústria de cimento, a ideia de co-combustão, ou seja, a incineração primária do cimento com a incineração secundária do lodo, tem sido considerada uma das melhores e mais ecológicas soluções de eliminação do lodo de esgoto sem resíduos na Polônia, devido à imobilização de metais (Zn, Pb e Cr) dentro de uma matriz alcalina de cimento Portland e à limitação da emissão de CO_2, resultante da produção de cimento (BOZYM; BOK, 2017). Conforme relatado por Jones *et al.* (2011), substituir o cimento por 20, 35 e 55 % por cinzas de lodo de esgoto podem levar a uma redução de dióxido de carbono de 19,4 %, 45,8 % e 53,7 %, respectivamente. Gu *et al.* (2021) mencionam que substituir 5 % de cimento por cinzas de lodo de esgoto resulta na redução de 4,98 % de emissão de CO_2 e 25,42 % no custo financeiro. A diferença nas emissões de CO_2 associadas à reciclagem de CLE em materiais à base de cimento reside principalmente na produção e no seu transporte.

4.2 EVOLUÇÃO TEMPORAL DAS PUBLICAÇÕES

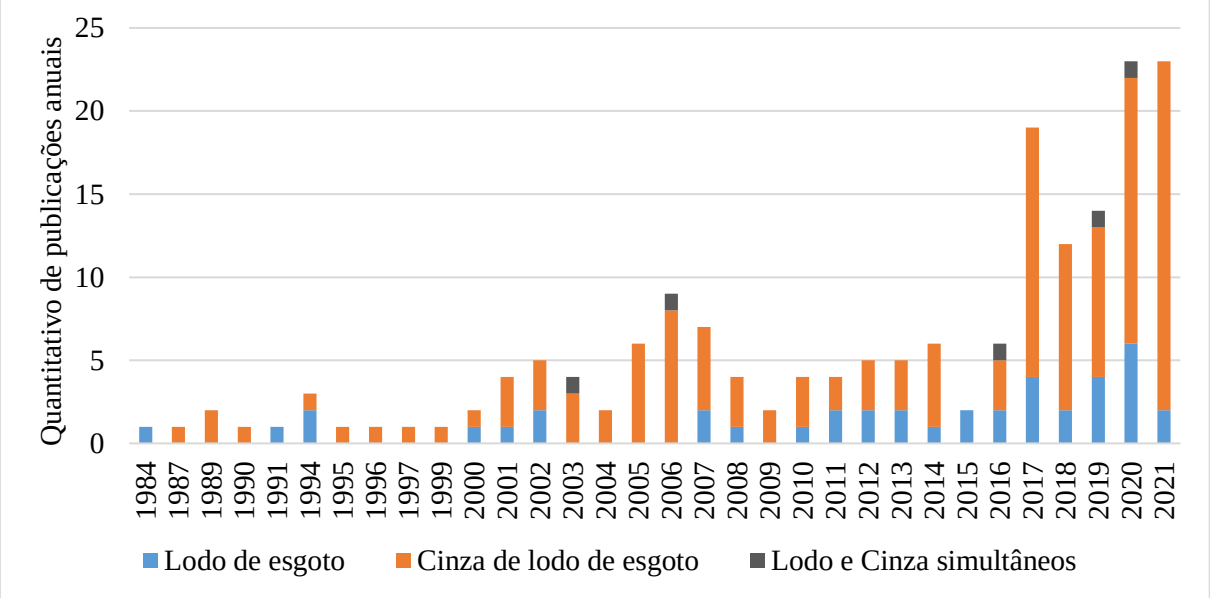
O crescente interesse da comunidade científica sobre o aproveitamento do lodo de esgoto e/ou cinzas de lodo de esgoto em materiais de construção pode ser confirmado por uma análise temporal dos artigos publicados neste período de 1984 a 2021. De acordo com Tashima *et al.* (2017), a perspectiva do aumento na geração de lodo de esgoto aliado ao fato de que, tanto o lodo quanto as cinzas estão sendo preferencialmente descartados em aterros sanitários, estimulou a comunidade científica a desenvolver novas tecnologias para utilizar esses resíduos no desenvolvimento de materiais de construção, por exemplo. As possibilidades de redução do volume do lodo por incineração e o uso das cinzas de lodo de esgoto beneficiam o meio ambiente através da redução dos resíduos, alívio aos aterros sanitários e conservação das matérias-primas naturais. Em 1991, Tay *et al.* alertaram que as regulamentações de controle ambiental estão cada vez mais rigorosas, com limitações sobre as opções de disposição de lodo e, portanto, reforçando a incineração como uma alternativa promissora.

A Figura 6 apresenta a distribuição de artigos por ano de publicação dos estudos que utilizaram o lodo de esgoto ou a cinza do lodo de esgoto, ou ambos simultaneamente em materiais de

construção como objeto de estudo, contando com um total de 181 artigos. Observa-se que não foram encontrados estudos que estivessem dentro dos critérios de seleção nos anos de 1985, 1986, 1988, 1992, 1993 e 1998.

Entre 1984 e 2004, o número de publicações, dentro dos critérios estabelecidos neste trabalho, não ultrapassa 5 artigos por ano, entretanto a partir de 2005, há um leve aumento, com pequenas variações até 2016, seguido de um aumento expressivo a partir de 2017. Os resultados sugerem uma alternância entre o interesse pelo lodo e as cinzas do lodo de esgoto e esse comportamento pode ser consequência das limitações tecnológicas e elevados custos de operação para a incineração do lodo. Os impactos ambientais decorrentes do processo de queima também devem ser considerados no sentido de minimizar os efeitos de uma poluição secundária, especialmente pelo acúmulo de metais em cinzas e o tratamento dos gases de escape para a atmosfera (CHEN *et al.* 2012). Os anos de 2020 e 2021 apresentaram o maior quantitativo de publicações no espaço de tempo estudado, totalizando 23 artigos para cada um dos anos citados, seguidos dos anos de 2017 e 2019, com vinte e catorze publicações, respectivamente.

Figura 6 Distribuição temporal das publicações sobre uso de LE e CLE na construção civil



Fonte: Autora (2022).

Trabalhos que investigaram o uso das cinzas do lodo de esgoto em materiais de construção foram publicados em todos os anos, exceto nos anos de 1984, 1991 e 2015. O lodo de esgoto no estado úmido, seco e incinerado também foram testados de forma simultânea em materiais de construção. Nesses casos o lodo úmido foi adicionado como substituto da água e as cinzas em substituição ao cimento. O LE e a CLE foram usados na produção de agregados, além de serem analisados como substitutos ao cimento e como matéria-prima na produção de tijolos.

A resistência à compressão dos blocos de concreto ecológico produzidos por LE em substituição a água e CLE em substituição ao cimento, foram de 36 MPa, atendendo às especificações padrão para blocos de pavimentação em Hong Kong (CHENG *et al.* 2019).

Um aumento na proporção de LE ou CLE como substituto ao agregado, leva a uma redução na densidade e um aumento correspondente na absorção de água; o lodo tem um efeito muito maior do que a cinza. Foi demonstrado que houve uma redução de 33 % na densidade, quando substitui 10 % de lodo como agregado no concreto (WAINWRIGHT; CRESSWELL 2003).

Chiou *et al.* (2006) mostraram que tanto o LE quanto a CLE podem ser sinterizados para produzir agregados sintéticos individualmente ou misturados. Aumentar a quantidade de LE diminuiria a proporção de pelotização. A mistura que adicionou 20-30 % de LE foi mais adequada para fazer agregados leves. Adicionar CLE diminuiria a densidade e a temperatura de sinterização de agregados para economizar energia.

Hassooni e Ethaib (2020), fizeram duas misturas de concreto contendo 5 e 10 % de substituição de cimento por LE seco, que mostraram ligeiros incrementos na resistência à compressão (0,36 e 2,02 %, respectivamente) em comparação com a amostra de controle ao final de 28 dias. O emprego de 10 % de CLE promoveu um maior aumento na resistência à compressão na idade de 28 dias, em 8,90 %.

LE e CLE foram adicionados à pasta cerâmica para fabricação de tijolos. A CLE atuou como um agente fundente, reduzindo a temperatura de sinterização e melhorando a resistência a compressão devido ao seu conteúdo de ferro e cálcio. Contudo, o uso de LE na pasta não permitiu a obtenção de tijolos de qualidade que cumprissem os requisitos. A quantidade ideal de cinzas que pôde ser misturada com argila para fazer tijolos de boa qualidade é 15 % em peso queimando a uma temperatura de 900 ° C. Com esta configuração o tijolo cerâmico adquiriu resistência próxima a 27 MPa (MOZO-MORENO *et al.* 2016).

Houve 06 publicações selecionadas, dentro dos parâmetros dessa revisão, no ano de 2016 e 19 no ano de 2017. Destaca-se um salto nas publicações com o resíduo úmido, seco e principalmente com o resíduo incinerado. Pressupõe-se que este aumento de 76 % entre o ano de 2016 e o ano de 2017, foi resultado de uma regulamentação na União Europeia (Diretiva de Lodo de Esgoto da UE (86/278/EC), Diretiva de Aterro Sanitário da EU (99/31/EC) e a Diretiva de Incineração de Resíduos da UE (2000/76/EC), que determinou que o envio de lodo de esgoto para locais de disposição de resíduos deixou de ser permitido, em 2017. No mesmo documento está indicado que os locais de eliminação de resíduos não poderão aceitar, nomeadamente, "resíduos municipais caso a massa do seu componente biodegradável exceda 35 % da massa total". Ou seja, como a massa do lodo de esgoto biologicamente estabilizado sempre excede 35 % em peso de matéria biodegradável (VOUK *et al.* 2016), o caminho para disposição do lodo, foi direcionado para a prática da incineração, que promove a eliminação da matéria orgânica, redução considerável no volume do efluente, além de estabilizar e mineralizar os compostos químicos resultantes no lodo de esgoto.

4.3 PERIÓDICOS

Os 181 artigos catalogados na base de dados foram publicados em um total de 72 periódicos (Figura 7), embora 46 desses periódicos, publicaram apenas 01 (um) registro para cada periódico.

O periódico que mais publicou acerca desse tema, 26 ocorrências, foi a revista *Construction and Building Materials* (14,4 %). Essa revista internacional é dedicada à investigação e uso inovador de materiais na construção e reparação. Seu foco são estudos de caso detalhados e artigos de revisão incisivos, abrangendo principalmente: cimento, tijolos, argamassas, materiais reciclados e materiais de construção não convencionais. Isso explica a escolha da maioria dos autores para publicação nessa revista. Destaca-se também que dentre as 26 publicações, a cinza de lodo de esgoto apresentou maior percentual de publicação (62 %) em comparação ao lodo de esgoto. Ou seja, tais dados reforçam a ideia de que os pesquisadores estão em busca de aplicar a cinza de lodo de esgoto em materiais de construção, em invés do uso do lodo.

As outras revistas que se destacaram no número de publicações foram a *Journal of Cleaner*

Production (8,3 %), *Cement and Concrete Research* e *Waste Management* (5,0 %), *Materials* (4,4 %) e *Journal of Hazardous Materials* (3,8 %).

Figura 7 Distribuição do quantitativo das revistas publicadas com o tema LE e CLE aplicados na construção civil

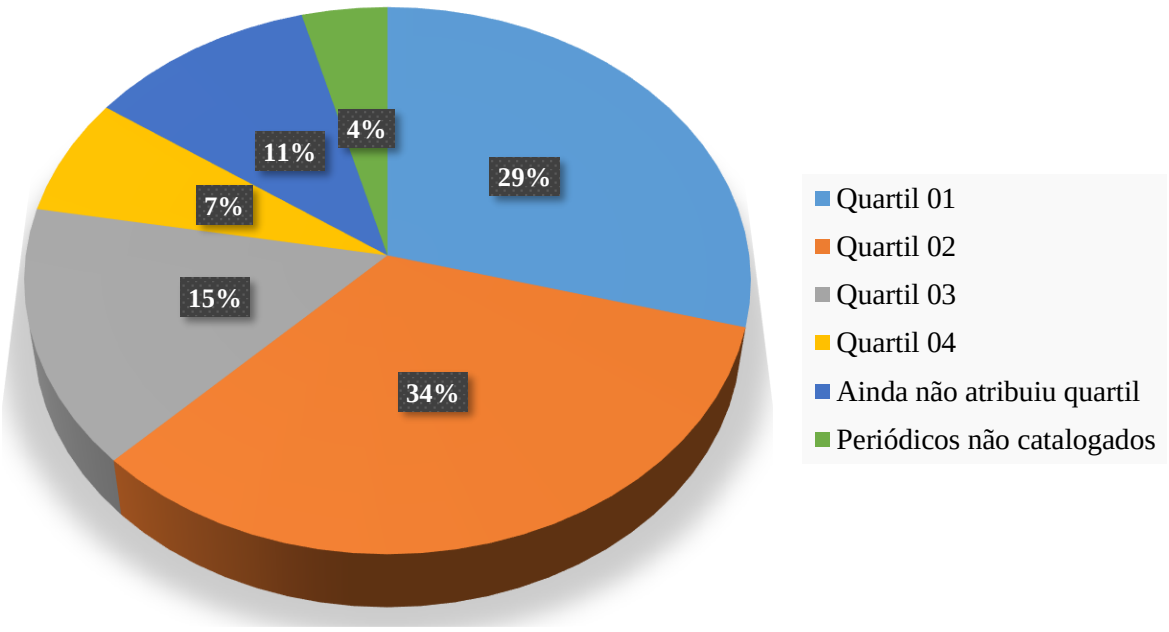
Fonte: Autora (2022).

Dentre os periódicos de maior impacto científico, a revista *Materials Science and Engineering* possuía o índice mais alto (Fator de Impacto - FI = 8,37), e se tornou o periódico de maior influência na área de inserção de cinza de lodo de esgoto em materiais de construção, seguido pela revista *Cement and Concrete Research* (FI = 4,63).

Observa-se na Figura 8, que os periódicos que mais se destacaram dentro dos parâmetros utilizados nesse estudo, foram configurados como periódicos de grande impacto. Dentre os periódicos analisados, 63 % classificaram-se no Quartil 01 e Quartil 02. Observa-se, ainda, que para 11 % dos periódicos ainda não foi atribuído quartil e 4% dos periódicos não foram catalogados pela plataforma SJR *Scimago Journal e Country Rank*.

Os periódicos que estão no SJR são divididas em quatro níveis de classificação: Q01 - o nível mais elevado de impacto, Q02, Q03 e Q04, níveis com menor impacto. Os quartis de classificação dos periódicos são contabilizados no SJR, indicando a taxa de citação das revistas científicas, sendo contabilizadas as citações dos últimos três anos (TRAJTEL *et al.* 2017).

Figura 8 Porcentagem dos periódicos e seus indicadores na base SJR



Fonte: Autora (2022)

De acordo com Matthews (2016), a classificação em quartis ajuda à comparação de uma revista com outras dentro da sua categoria, com base no SJR. Se uma revista pertencer ao

Q01, significa que tem um desempenho melhor do que pelo menos 75 % das revistas dessa mesma categoria. O fato dos artigos que abordaram o tema sobre aproveitamento do lodo de esgoto, seco, úmido e incinerado, em materiais de construção estarem em categorias tão elevadas, Q01 e Q02, somando 63 % das publicações, demonstra sua importância tanto do ponto de vista ambiental quanto do ponto de vista econômico e tecnológico.

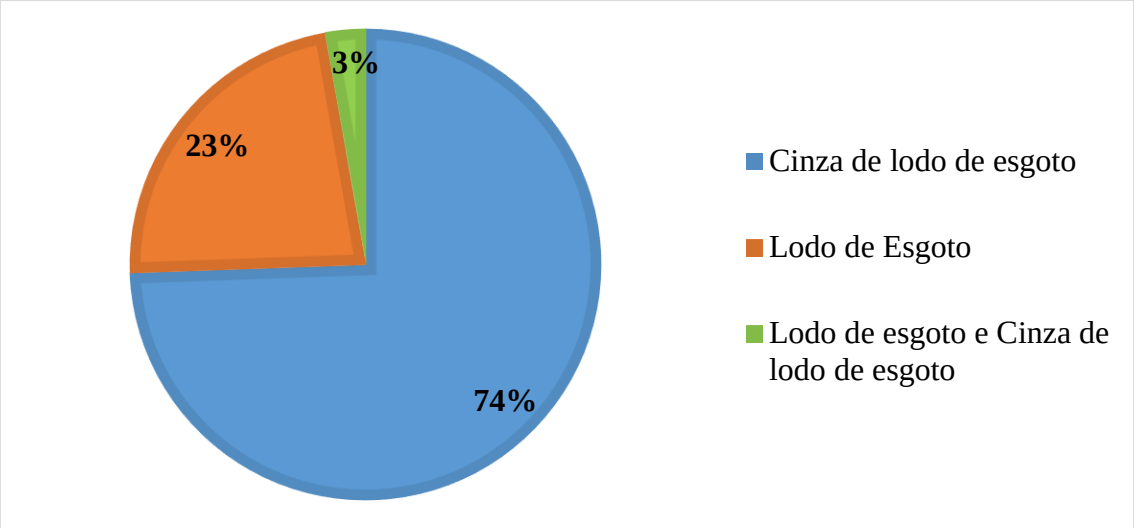
Nesse contexto, o uso de CLE em materiais de construção influencia em diferentes aspectos ambientais, tais como, redução no descarte do lodo em aterros, conservação de matéria-prima, diminuição na produção de cimento, por conseguinte, redução na emissão de CO_2 na atmosfera. Do ponto de vista econômico tem-se a redução do custo de transporte do lodo e o impacto na diminuição de custos associados a produção do cimento. E por outro lado, produzir materiais mais sunstentáveis para construção com desempenho igual ou superior aos materiais padrão da construção civil permeia o viés tecnológico. Com isso, a ideia é reduzir os impactos ambientais e econômicos atrelados ao resíduo que pode se tornar um recurso, a um custo mínimo razoável.

4.4 USO DO LODO DE ESGOTO: ÚMIDO, SECO E INCINERADO

Os resultados indicam que a utilização do lodo de esgoto em materiais de construção pode ser estudada nas formas úmida, seca e incinerada. A utilização como cinzas, resultado da incineração do lodo de esgoto, representa a maior porcentagem dos 181 artigos selecionados, 74 % das publicações, como demonstra a Figura 9. Esse resultado corrobora com Vouk *et al.* (2016), que relata que a composição química e atividade pozolânica são características que aumentam o potencial para o uso da cinza de lodo de esgoto em substituição ao cimento em materiais de construção.

O uso do lodo de esgoto, úmido e seco, obteve o menor índice de representatividade sobre a temática deste trabalho (23 %). Da mesma forma, 3 % dos artigos trabalharam com o resíduo na forma úmida, seca, e incinerada, simultaneamente (WAINWRIGHT; CRESSWELL 2003; CHIOU *et al.* 2006; MOZO-MORENO *et al.* 2016; CHENG *et al.* 2019; HASSOONI; ETHAIB 2020).

Figura 9 Porcentagem dos estudos que utilizaram o lodo de esgoto úmido, seco e/ou incinerado



Fonte: Autora (2022)

Como visto no Capítulo 2, o lodo de esgoto é um resíduo com alto teor de água (umidade variando de 55-80 %) e de matéria orgânica (60-80 % em sólidos secos), resultando em grande perda ao fogo quando incinerado, além de conter substâncias inorgânicas e metais contaminantes (ELLOUMI *et al.* 2016). Devido ao elevado teor de matéria orgânica e umidade, existem sérias restrições ao seu uso e por consequência há poucos estudos sobre a inserção desse resíduo em materiais de construção (ALLEMAN; BERMAN 1984; MUN, 2007; BARNAT-HUNEK *et al.* 2015; LATOSINSKA *et al.* 2021). As propriedades mecânicas dos materiais de construção contendo lodo de esgoto dependem da origem e composição do lodo, teor de matéria orgânica e percentual de substituição (CHANG *et al.* 2020, YAGUE *et al.* 2005). Por outro lado, existem estudos que favorecem o uso do lodo de esgoto para produção de ecocimento, devido a semelhança entre a composição química do LE e dos componentes do cimento Portland (LIN *et al.* 2012), tijolos (ZHOU *et al.* 2020b; AREIAS *et al.* 2020) e até mesmo como substituto da água em argamassas (MUWASHEE, 2020).

A inserção de CLE em materiais de construção representa uma forma mais viável de utilização desse resíduo, devido as suas características físicas, tais como, tamanho da partícula, seu estado seco e sólido e sua composição química. Estudos relatados na

literatura mostram que a composição química das cinzas do lodo de esgoto pode variar bastante dependendo da origem do esgoto e do tratamento a que foi submetido. No entanto, mesmo sendo considerado heterogêneo, os principais óxidos encontrados na CLE, se assemelham nos óxidos presentes no cimento. Os teores de SiO_2, CaO e Al_2O_3 sugerem sua aplicação como matérias pozolânicos. Se os índices aos 7 ou 28 dias forem superiores a 75%, o material testado pode ser considerada uma boa pozolana (ASTM C618, 2012). Segundo DHIR *et al. (*2017), a variabilidade das amostras de CLE sugere que o material não possa atuar como um material puramente hidráulico, embora mostre um possível potencial como material hidráulico ou pozolânico latente. Chen *et al.* (2018) relatam que a atividade pozolânica da cinza de lodo de esgoto foi mais fraca do que a cinza volante pulverizada, mas a moagem da CLE pode aumentar ligeiramente sua atividade pozolânica. Donatello e Cheeseman (2013) consideram a atividade pozolânica da cinza de lodo de esgoto moderada. Lynn *et al.* (2015) mostraram que a média da soma dos componentes pozolânicos foram maiores que 60 %. Este número mostra que a maioria dos resultados caem em torno das regiões hidráulicas e pozolânicas latentes, sugerindo potencial para uso de CLE como um componente cimentício em concreto. Se as cinzas forem utilizadas em substituição ao cimento, as partículas de menor tamanho, que são reativas, irão funcionar como um aglutinante, enquanto as partículas maiores, que são menos reativas, atuam principalmente como material de enchimento (GOSWAMI *et al.* 2021).

4.5 ORIGEM DO LODO

A composição do lodo de esgoto depende do tipo de efluente que lhe deu origem e das etapas de tratamento das estações em que foi gerado. Segundo Von Sperling (2014), os esgotos oriundos de uma cidade e que contribuem para à ETE são basicamente originados de três fontes distintas: esgotos domésticos (incluindo residências, instituições e comércio); despejos industriais (diversas origens e tipos de indústrias) e águas de infiltração. Dentre os 181 trabalhos selecionados, 9,4 % apresentaram a origem do lodo proveniente de indústrias; 5,5 % declararam o LE de origem doméstica; e 0,5 %, ou seja, 01 artigo descreveu que a origem do lodo era doméstica e industrial simultaneamente. Os

demais estudos, representando 84,5 %, não informaram a origem do LE. Contudo, com base na composição química e perda ao fogo apresentadas para o LE nessas 153 publicações, pode-se considerar que os lodos de esgotos avaliados eram de origem doméstica por apresentarem teor de carga orgânica, com algumas contribuições de efluentes industriais devido a presença de metais.

4.6 COMPOSIÇÃO QUÍMICA DAS CINZAS DE LODO DE ESGOTO

A Tabela 3 apresenta os teores dos principais óxidos, presentes nas cinzas de lodo de esgoto distribuídos por continente, em intervalos de mínimo e máximo, ou em valores absolutos quando não foi possível trabalhar com um conjunto maior de informações. Essas informações foram coletadas dos 131 artigos selecionados nesta pesquisa que investigaram os materiais preparados com cinzas e/ou lodo e cinzas simultaneamente. Vale salientar que foram encontradas grande diferenças para cada um dos teores dos óxidos nos diferentes estudos, como observado pelos grandes intervalos entre os valores mínimo e máximo para cada composto. Observa-se que a América do Norte e a África não apresentaram intervalos, devido a quantidade mínima de dados obtidos. O perfil de composição em óxidos nos estudos desses dois continentes é semelhante, a diferença está nos teores dos óxidos de ferro, fósforo e enxofre. Destaca-se a semelhança entre os óxidos de silício, alumínio e cálcio, responsáveis por promover uma possível atividade pozolânica, se finamente moídos e em estado amorfo.

Um ponto característico é notado na publicação de Kasaw *et al.* (2021). Esse estudo compôs os dados dos óxidos da CLE referente ao continente africano na Tabela 3. O lodo de esgoto desse estudo foi proveniente de uma indústria têxtil, sendo seco ao sol e processado termicamente por incineração. A soma entre os óxidos apresentados na CLE foi 72 %. O estudo não relata a composição restante, contudo, acredita-se que 28 % foi por perda ao fogo.

Os diferentes teores dos óxidos reforçam que há uma correlação entre as caraterísticas dos esgotos e as diferenças nos padrões de vida populacional, além da influência de um setor industrial desenvolvido, existência de regulamentações para descarte final de

resíduos, e tecnologia e localização das estações de tratamento de esgoto (MA; ROSEN, 2021).

Apesar da heterogeneidade do resíduo, grande parte dos estudos relataram que os principais óxidos presentes nas cinzas de lodo de esgoto, independentemente da origem, são óxido de silício (SiO_2), óxido de alumínio (Al_2O_3), óxido de ferro (Fe_2O_3), óxido de cálcio (CaO), óxido de fósforo (P_2O_5) e diversos óxidos secundários como óxido de magnésio (MgO), óxido de titânio (TiO_2), óxido de sódio (Na_2O), óxido de potássio (K_2O) e óxido de enxofre (SO_3), que estão presentes em menores quantidades. O comportamento apresentado corresponde à tendência identificada por Lynn *et al.* (2015), em que os óxidos característicos nas cinzas são SiO_2, Al_2O_3 e CaO; e por Smol *et al.* (2015) em que, para todos os casos, os principais componentes das cinzas do lodo de esgoto são SiO_2, CaO, Al_2O_3, Fe_2O_3, MgO e P_2O_5.

Para todas as cinzas, as maiores concentrações em termos de óxido são para SiO_2 e Al_2O_3, exceto no trabalho publicado na África que apresenta maior teor para o CaO. A presença característica de sílica (SiO_2) e alumina (Al_2O_3) pode ser atribuída a materiais como areia e detritos das ruas trazidos por águas pluviais, limpeza de rua e erosão do sistema de tubulação de aço. Destaca-se os valores mais elevados de SiO_2 para Ásia (64,95 %) (WANG *et al.* 2005) e Oceania (59,43 %) (CHANG *et al.* 2007; MOHAJERANI *et al.* 2019).

Wang et al. (2005) relataram que o lodo proveniente de uma estação de tratamento de águas residuais foi seco ao ar livre, queimado em incinerador a 900 °C por 3h, e em seguida, triturado em máquina por 2 h até ficar homogêneo. Apresentou massa específica de 2,29, e a superfície específica de 4657 m²/kg, superior ao cimento (300 m²/kg). A superfície específica pode ter sido alta devido a estrutura porosa e partículas irregulares da CLE. Acredita-se também que devido a porcentagem alta de SiO_2, a CLE apresentou índice de atividade pozolânica (85,47 %).

Indica-se também o trabalho de Vouk *et al.* (2017b). A composição da CLE se assemelha à do cimento Portland, devido ao valor mais elevado de CaO (52,23 %). Nesse estudo específico, foi proposta a utilização de cinzas de lodo de esgoto incinerada em forno de laboratório a 800 °C, durante 3 a 5h, na produção de argamassas em substituição parcial ao cimento. Os resultados mostraram que houve um aumento na densidade da cinza queimada a essa temperatura, além da trabalhabilidade, tempo de pega, resistência à

flexão e compressão serem satisfatórias em argamassas com adição de até 20 % de CLE, podendo concluir que o uso da CLE na produção de argamassas de cimento parece possível e justificada.

Tabela 3 Distribuição da porcentagem de óxidos presentes na cinza de lodo de esgoto separados por continentes

Óxidos	**América do Sul**	**América do Norte**	**Europa**	**África**	**Ásia**	**Oceania**
SiO_2	12,9 – 39,02	27,03	2,90 – 39,4	18,51	10,3 – 64,95	41,17 – 59,43
Al_2O_3	6,60 – 20,72	14,36	2,65 – 35,65	12,73	0,45 – 31,30	13,20 – 17,60
Fe_2O_3	5,80 – 48,51	8,22	3,50 – 27,30	3,19	1,31 – 27,35	7,01 – 9,60
CaO	5,51 – 13,24	20,97	1,00 – 52,23	23,87	1,80 – 41,70	2,45 – 10,31
P_2O_5	0,80 – 7,28	20,2	2,30 – 25,47	-	0,25 – 18,68	3,66 – 6,11
MgO	0,76 – 2,21	3,21	1,00 – 4,50	1,79	0,10 – 12,98	1,28 – 1,59
TiO_2	0,30 – 3,73	2,85	0,29 – 3,73	-	0,09 – 5,04	2,07 – 2,18
Na_2O	0,19 – 3,30	0,52	0,10 – 3,50	2,36	0,04 – 7,43	-
K_2O	0,71 – 2,61	0,63	0,50 – 10,90	0,31	0,06 – 7,61	0,91 - 2,82
SO_3	3,60 – 4, 18	0,84	0,20 – 19,20	9,33	0,24 – 27,70	-
BaO	-	0,30	-	-	-	-
MnO	0,05 – 0,10	-	0,01 – 0,60	-	0,10 – 0,30	-

Fonte: Autora (2022)

Observa-se que a composição básica do cimento e dos óxidos que representam a base da composição das CLE (SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3 e CaO) podem apresentar uma certa similaridade (KREJCIRIKOVA *et al.* 2019b). Esses compostos, em teoria, podem conferir às cinzas um potencial pozolânico porque, quando esse material estiver finamente moído, pode contribuir para melhorar a resistência mecânica dos materiais de construção, em virtude da formação de produtos resistentes secundários (YUSUF *et al.* 2012). Para que a cinza seja especificada como uma pozolana para uso em concreto, tanto o padrão ASTM C618 (ASTM-C618 2019) quanto a NBR 12653 (ABNT, 2014) apontam que o soma dos óxidos SiO_2, Al_2O_3 e Fe_2O_3 deve ser de no mínimo de 50 %. Portanto, é necessária uma análise de cada amostra de cinza individualmente para atestar a ocorrência de caráter pozolânico. Deve-se considerar também, o padrão cristalográfico da sílica, tamanho e área superficial das partículas das cinzas para avaliar sua atividade pozolânica, e nos artigos analisados, a categorização das CLE como uma pozolana pode ser comprometida pela grande quantidade de sílica em suas formas cristalinas e não sílica amorfa (SALIHOGLU; MARDANI AGHABAGLOU, 2020; ZAIN *et al.* 2011).

No trabalho de Vouk *et al.* (2016), o teor máximo de óxido de ferro (Fe_2O_3) presente na composição das CLE encontrado na literatura foi de 20 %, no entanto os resultados na Tabela 3 mostram que tais teores podem atingir valores mais elevados. Europa e Ásia, apresentaram teores máximos de 27,3 % (LI *et al.* 2017b; KAPPEL *et al.* 2018) e a América do Sul de 48,5 % (SOUZA *et al.* 2020) de Fe_2O_3. Na maior estação de tratamento de esgoto da China, o Fe_2O_3 é proveniente do uso de cloreto de férrico ($FeCl_3$), como coagulante para facilitar a precipitação química (ZHOU *et al.* 2020a). Em geral, nas ETE o elevado teor de ferro constatado no lodo deve-se, principalmente, ao uso do cloreto de férrico ($FeCl_3$) como elemento coagulante (BRATBY, 2016). Esse perfil na composição das cinzas é um atrativo, porque o elevado teor de Fe_2O_3 pode contribuir para produção de clínquer de cimento Portland e na produção de tijolos cerâmicos, quando as CLE são utilizadas como matéria-prima na obtenção desses materiais, devido ao óxido de ferro funcionar como fundente, reduzindo a temperatura de sinterização desses materiais, além de promover a coloração avermelhada.

O óxido de cálcio (CaO) é um dos óxidos que também se destacam em seus teores. Observou-se estudos com 52,23 % de CaO na composição da CLE (VOUK *et al.* 2017b) e na Europa e 41,70 % de CaO na composição da CLE na Ásia (HUANG *et al.* 2005). Essas quantidades de CaO podem estar associadas a utilização do hidróxido de cálcio ($Ca(OH)_2$) aplicado ao lodo de esgoto para sua estabilização na ETE (NAKIC *et al.* 2017). Outra possibilidade é a aplicação

do carbonato de cálcio ($CaCO_3$) no lodo para melhorar a taxa de desidratação, suavizar o odor do lodo (AL-QADHI *et al.* 2019) e aumentar o nível de alcalinidade (pH > 12) para eliminar patógenos prejudiciais (MUWASHEE, 2020).

Outro ponto a ser considerado são os óxidos presentes nas cinzas que podem trazer prejuízos do ponto de vista de suas propriedades mecânicas nos materiais de construção, se inseridos em quantidades elevadas. A ASTM C618 (ASTM-C618 2019) determina que os óxidos Na_2O e o SO_3 tenham porcentagens máximas para as pozolanas de 1,5 % e 5 %, respectivamente. Caso haja um elevado teor de SO_3 na composição das cinzas, a ocorrência das soluções de sulfatos pode reagir com o aluminato tricálcico do cimento hidratado ou com a alumina do agregado, causando expansões, fissuração e desintegração do concreto (SALIHOGLU; MARDANI-AGHABAGLOU, 2020). De acordo com Isaia et al (2010), nos materiais pozolânicos, a presença de álcalis, Na_2O e K_2O, em elevados teores pode ser um problema devido ao provável aparecimento de eflorescências ou a maior probabilidade de ocorrência da reação álcali-agregado.

A ocorrência de altas concentrações de óxido de fósforo (P_2O_5) pode afetar a pega do cimento, e a presença desse óxido, encontrado em diversos detergentes, é muito comun em lodos oriundos de esgotos domésticos (GRAY; PENESSIS, 1972; OHBUCHI *et al.* 2008). Os fosfatos na presença de cal (CaO) encontrados na pasta de cimento no estado fresco podem causar a precipitação do solúvel fosfato de cálcio $Ca_3(PO_4)_2$ na superfície dos grãos de cimento. O composto forma uma fina camada cristalina e pouco permeável, o que limita o processo de hidratação do cimento. Além disso, os fosfatos pouco solúveis podem cristalizar nos poros da pasta. Isso resulta em um aumento no tempo de pega e uma diminuição na resistência à compressão, especialmente em idades iniciais. Portanto, sua presença é problemática, especialmente quando a composição do lodo de esgoto municipal não é constante e a quantidade de fósforo é alterada periodicamente (MEJDI *et al*. 2020).

Com base nas análises apresentadas, devido à grande amplitude nos valores dos óxidos presentes nas CLE, antes de sua aplicação em matrizes à base de cimento é primordial avaliar tanto a sua composição química quanto as suas características físicas, devido a possibilidade de ocorrência: 1) de reações pozolânicas, com melhorias na microestrutura e na resistência mecânica dos materiais de construção; 2) de ataque por sulfatos, geração de eflorescências ou de reações álcalis-sílica, com redução da durabilidade dessas matrizes e degradação dos concretos e argamassas produzidos.

4.7 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO DO LODO E DAS CINZAS DE LODO DE ESGOTO

A determinação da medida do pH (potencial de hidrogênio) expressa a concentração de íons de hidrogênio [H^+] disponíveis nas suspensões do LE ou das CLE. De acordo com o ensaio descrito pelo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA–AWWA–WEF, 1995), a medida consiste na inserção direta do eletrodo de um pHmetro calibrado em suspenção aquosa com uma concentração de 5 gramas de lodo ou cinzas para 25 mL de água destilada, à temperatura ambiente. Desta forma, determinar o pH das suspensões de lodo ou cinzas contribui para informações acerca da solubilidade de alguns componentes identificados na composição química desses materiais.

Nesta revisão, dentre as 41 publicações que utilizaram o lodo de esgoto úmido ou seco em materiais de construção, 46 % informaram o pH do lodo de esgoto analisado. A Tabela 4 mostra a faixa de valores de pH do LE desses estudos. O pH das amostras de lodo de esgoto variaram entre 6,0 – 9,0, levemente ácido a alcalino, cuja faixa é caracterizada especificamente para LE domésticos. Considerando a natureza do lodo de esgoto predominantemente constituído de matéria orgânica, as alterações no pH serão definidas em função dos processos de tratamento nas ETE (KOMINKO *et al.* 2017). O lodo de esgoto primário é gerado quase que exclusivamente por processos mecânicos, logo o pH ficará em torno de 5,0 a 8,0 pela elevada quantidade de matéria orgânica suspensa e dissolvida, enquanto o lodo secundário é gerado durante o tratamento biológico das águas residuais e contém principalmente células microbianas, o que contribui para uma faixa mais estreita, pH de 6,5 a 8,0 (TYAGI *et al.* 2013).

Valores maiores de pH podem ser encontados para o lodo de esgoto úmido e seco. Nesse levantamento foram identificados três artigos na faixa de pH entre 8,0 e 9,0: Tay *et al.* (1991) justificaram que o lodo foi misturado a argila incinerada e por isso apresentou um pH mais alcalino, igual a 9,0. Jianu *et al.* (2018) relataram que o lodo de esgoto foi proveniente de uma indústria têxtil, nesse caso o lodo é rico em corantes provenientes do processo de tingimento e águas de lavagem (RAMOS, 2002), com pH de 8,9. No estudo de Latosinska *et al.* (2021), o lodo continha uma quantidade considerável de cálcio, ferro, sódio e potássio e por isso o lodo apresentou um pH alcalino igual a 8,2.

Tabela 4 Faixa de variação do pH das amostras do lodo de esgoto analisado

Faixa de valores de pH	Autores
6,0 - 7,0	Pinarli e Emre (1994), Valls e Vazquez (2002), Cheilas *et al.* (2007), Ukwatta e Mohajerani (2017), Mojapelo *et al.* (2021)
7,0 - 8,0	Valls e Vazquez (2000), Valls e Vazquez (2001), Yague *et al.* (2002), Katsioti *et al.* (2008), Jianli *et al.* (2010), Barrera-Díaz *et al.* (2011), Yang *et al.* (2013), Suchorab *et al.* (2016), Rabie *et al.* (2019), Suchorab *et al.* (2019), Rebolledo-Lozano e Restrepo-Tarquino (2020)
8,0 - 9,0	Tay *et al.* (1991), Jianu *et al.* (2018), Latosinska *et al.* (2021)

Fonte: Autora (2022)

Dentre as 135 publicações que trabalharam com a CLE em materiais de construção, apenas 16 % determinaram o pH da cinza. Conforme a Tabela 5, o pH das amostras de CLE avaliadas, variaram entre 4,13 - 12,2.

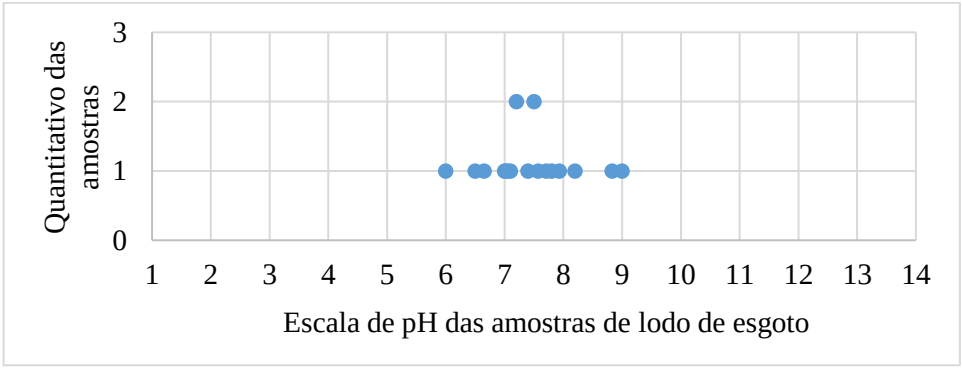
Tabela 5 Faixa de variação do pH das amostras da cinza de lodo de esgoto analisada

Faixa de valores de pH	Autores
4,0 - 5,0	Istuque *et al.* 2021b
5,0 - 6,0	Pinarli e Kaymal (1994), Lin e Weng (2001), Luo e Lin (2007), Cong *et al.* (2020)
6,0 - 7,0	Aziz e Koe (1990), Wang *et al.* (2005), Chen *et al.* (2006)
7,0 - 8,0	Donatello *et al.* (2010), Chen *et al.* (2020)
8,0 - 9,0	Kosior-Kazberuk (2010), Glowacka *et al.* (2017)
9,0 - 10,0	Tay (1987), Tay e Yip (1989), Kappel *et al.* (2017), Kappel *et al.* (2018), Rutkowska *et al.* (2018), Rutkowska *et al.* (2020)
10,0 - 11,0	Ottosen *et al.* (2020)
12,0 - 13,0	Chang *et al.* (2010), Salihoglu e Mardani-Aghabaglou (2020)

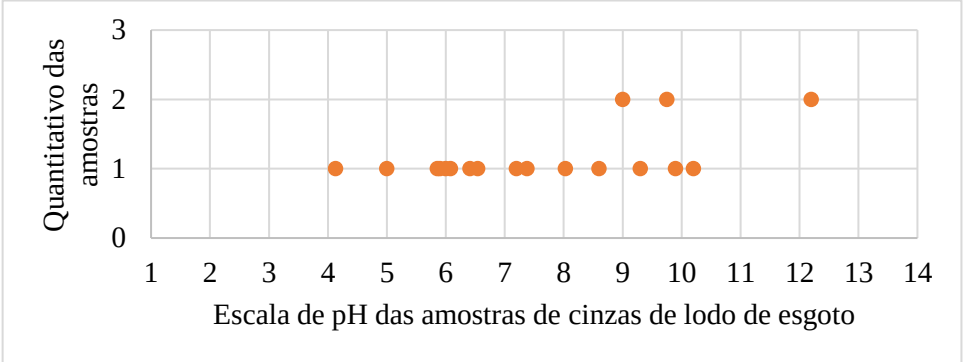
Fonte: Autora (2022)

Como mostra a Figura 10, essa variação foi mais ampla quando comparada ao lodo de esgoto. Essa maior amplitude para os valores de pH observada nas cinzas é resultado da presença de uma variedade de óxidos como apresentado na Tabela 2.

Figura 10 Variação do pH para os diferentes estudos: a) lodo de esgoto; b) cinza de lodo de esgoto



(a)



(b)

Fonte: Autora (2022)

No trabalho de Istuque *et al.* (2021b) foram utilizadas cinzas que apresentaram um valor de pH 4,3, ou seja, um material bastante ácido. Os autores acreditam que esse caráter ácido pode ser resultado do tratamento anaeróbio pelo qual o lodo de esgoto foi gerado, e cuja a composição química das cinzas apresentaram maiores quantidades de SiO_2 (38,28 %), Al_2O_3 (20,72 %), P_2O_5 (7,28 %) e SO_3 (4,18 %), e baixos teores de CaO (5,51 %) e Fe_2O_3 (11,27 %). De acordo com ZHEN *et al.* (2012), quando a cinza se apresenta com o teor ácido, isso pode acarretar

efeitos prejudiciais nas reações de hidratação do cimento e, consequentemente, baixar o desempenho da solidificação e estabilização na matriz cimentícia.

Em dois estudos foram identificados a utilização de cinzas com pH alcalino, pH = 12,2, cuja composição das amostras apresentaram teores de óxido de cálcio, CaO, maiores que 30 % (CHANG et al, 2010; SALIHOGLU; MARDANI-AGHABAGLOU, 2020). Essa elevada concentração de CaO pode ser decorrente da cal hidratada que foi adicionada ao lodo de esgoto bruto como tratamento parcial, a fim de aumentar o nível de alcalinidade (pH>12) para eliminação de patógenos. Existem pesquisas que apontam de forma favorável esse cárater mais alcalino das CLE na produção de materiais de construção, porque associam à formação de mais compostos responsáveis pela sua resistência mecânica, além desse ambiente contribuir com a durabilidade das matrizes (MUWASHEE, 2020). Chang *et al.* (2010) determinaram que 10 % de substituição de cimento por uma CLE com elevado teor alcalino apresenta potencial para atividade pozolânica, podendo ter reação química com $Ca(OH)_2$ na argamassa, promovendo aumento da resistência à compressão, quando curado a mais de 28 dias de idade. De acordo com Salihoglu e Mardani-Aghabaglou (2020), a substituição de 15 % de cimento por uma CLE com alto teor alcalino, contribuiu para o desenvolvimento da resistência à compressão da argamassa, sendo que esta foi mais influenciada pela atividade hidráulica da CLE do que pela atividade pozolânica.

4.8 USO DA CINZA DE LODO DE ESGOTO EM MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO

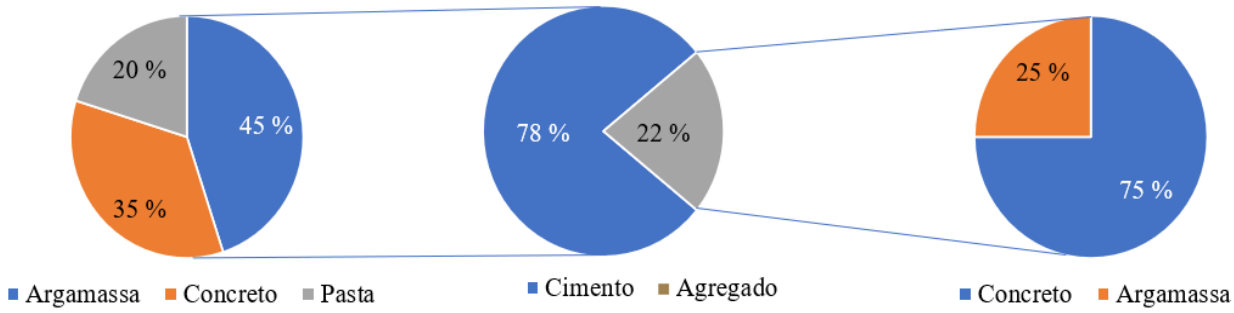
Diferentes rotas de sínteses do LE e da CLE foram propostas nas 181 publicações analisadas nesta revisão (vide Apêndice), em busca de novos materiais sustentáveis para construção civil. Desses estudos, 135 aplicaram a cinza de lodo de esgoto em materiais de construção, correspondendo a 74 % das publicações, como observado na Figura 11.

06 estudos utilizaram a cinza de lodo de esgoto como matéria-prima para produzir aglutinante (KIKUCHI, 2001) e tijolos configurados como solo-cimento e cerâmico (OKUNO; TAKAHASHI 1997; LIN; WENG 2001; ANDERSON, 2002; ANDERSON; SKERRATT 2003; OTTOSEN *et al*. 2020).

Desses estudos que aplicaram a cinza de lodo de esgoto, 129 publicações consideraram substituir parte dos insumos básicos como cimento e agregado, por CLE na fabricação de concretos, argamassas e pastas.

A Figura 11a apresenta as porcentagens de substituição do cimento por CLE em matrizes cimentícias: argamassa (45 %), concreto (35 %) e pasta (20 %) em 129 publicações. A Figura 11b, representa as porcentagens de substituição do uso da cinza de lodo de esgoto por cimento e agregado. A Figura 11c, demonstra a CLE como substituta ao agregado em concreto e argamassa.

Figura 11 Uso da cinza de lodo de esgoto em matrizes cimentícias (a) a CLE como substituta ao cimento nas matrizes cimentícias; (b) a CLE em substituição ao cimento e ao agregado; (c) a CLE como substituta ao agregado em concreto e argamassa



(a) (b) (c)

Fonte: Autora (2022)

A substituição de cimento por cinzas de lodo de esgoto representou a maior porcentagem, correspondendo a 78 % dos estudos, em relação as 129 publicações. Devido a semelhança na composição mineralógica e aspectos físicos, e por outro lado, a intensa produção na indústria do cimento, com altas emissões de CO_2 (CHAKRABORTY *et al.* 2017), as cinzas de lodo de esgoto se tornam mais propícia para substituição do cimento em matrizes cimentícias. Os limites de emissão de CO_2 introduzidos pela União Europeia, com a meta de redução de 55 % de emissões até 2030, incentiva a pesquisa de novos materiais contendo menor quantidade clínquer. Gu *et al.* (2021) mencionam que é possível reciclar cinzas de lodo de esgoto em materiais à base de cimento, substituindo até 5 % de cimento. Rutkowska *et al.* 2021 investigaram a influência da substituição parcial de 20 % do cimento pelas cinzas de lodo de

esgoto nos parâmetros do concreto. A resistência média à compressão do concreto contendo 20 % cinzas da transformação térmica do lodo de esgoto foi após 28, 56 e 365 dias de idade, foi de 50,1 MPa, 50,8 MPa e 61,9 MPa, respectivamente. Além disso, o concreto contendo 20 % de cinzas de lodo de esgoto apresentou resistência aos ciclos de gelo e degelo.

22 % das publicações relataram o uso da cinza de lodo de esgoto em substituição ao agregado. Os resultados obtidos por Gorak *et al.* (2021b) mostram que a utilização do agregado feito de cinza de lodo de esgoto e flocos de garrafas sinterizados, como substituto ao agregado padrão permitiu reduzir o teor de água na mistura, mantendo a boa trabalhabilidade e aumentando as resistências à compressão e flexão em até 25 % da argamassa de referência. Rucinska *et al.* (2021) comprovam que o agregado obtido da incineração do lodo de esgoto municipal pode ser uma alternativa viável para agregados naturais na produção de argamassas, não ultrapassando 10 % de substituição. Ou seja, a cinza de lodo de esgoto se apresenta habilitada em substituição ao agregado natural, porém se utilizada com outros resíduos em potencial, as substituições podem ser maiores e as características ainda melhores.

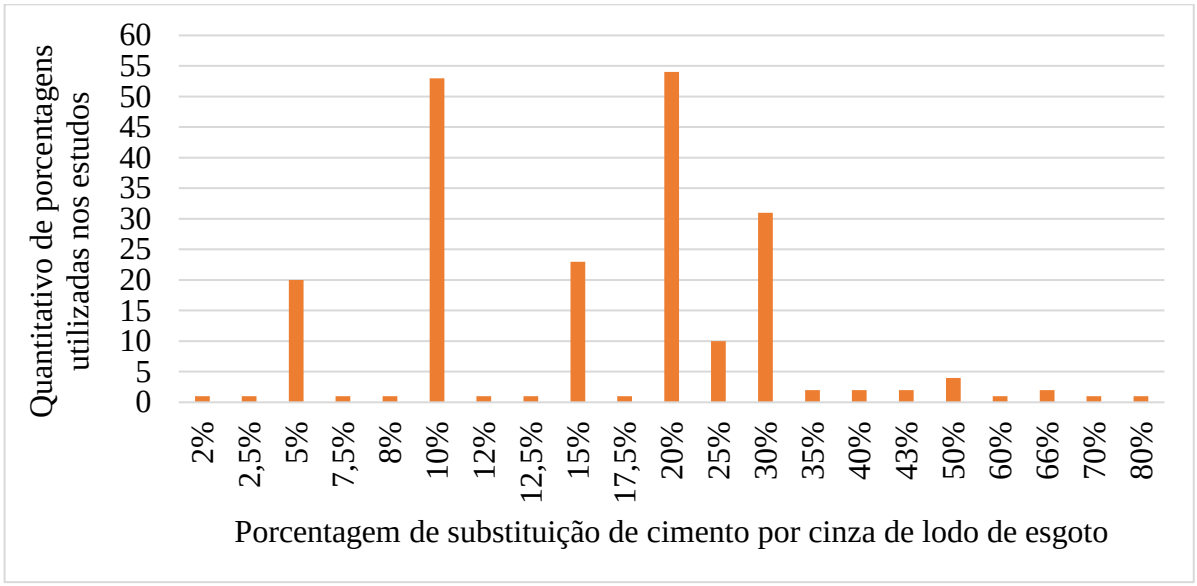
4.9 PORCENTAGEM DO USO DAS CINZAS DE LODO DE ESGOTO EM MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO

A Figura 12 apresenta a variação das porcentagens de substituição das cinzas de lodo de esgoto em substituição ao cimento em materiais de construção. Observa-se que vários teores foram testados, desde o valor mais baixo, 2 %, até 80 % em uma investigação realizada por Zhou *et. al* (2021a). No entanto, as quantidades mais utilizadas foram de 10 % e 20 %. Em um estudo de Baeza Brotons *et al.* (2014b), várias porcentagens de cinzas de lodo de esgoto, variando de 5 % a 20 %, foram substituídas ao cimento para produção de concreto. Esse estudo descobriu que a quantidade ideal de substituição de cinzas foi de 10 % e o uso maior de cinzas, poderia reduzir a densidade do concreto. Comportamento semelhante foi observado por David e Nair (2018a) que substituíram 10 % de cimento por cinzas de lodo de esgoto no concreto e obtiveram produtos com mesmo valor de resistência à compressão de uma amostra de controle, sem cinzas, utilizada para comparação.

Vouk *et al.* (2017b) recomendaram que a quantidade de cinzas deve ser inferior a 20 % quando forem utilizadas em argamassas ou concretos. Em conformidade, Rutkowska *et al.* (2021)

declararam que o teor máximo de cinzas como substituto ao cimento, não deve ultrapassar 20 %. Hassooni e Ethaib (2020) estudaram um teor ainda menor, e recomendaram não usar mais de 10 % de substituição parcial do cimento por cinzas de lodo de esgoto.

Figura 12 Quantitativo das porcentagens utilizadas da cinza de lodo de esgoto em substituição ao cimento nos materiais de construção



Fonte: Autora (2022)

Resultados pertinentes também foram obtidos com os materiais de construção preparados com as dosagens limites de 2 % e 80 %, como pode ser obervado na Tabela 6. Chen *et al.* (2020) produziram biocarvão derivado de lodo de esgoto para substituir 2 % do cimento em pastas. Os resultados mostraram em um regime de pirólise a 500 °C e tempo residual de 60 min, que houve um aumento na resistência a compressão nas idades de 1 e 28 dias de 29,3 % e 5,8 %, respectivamente. A adição de biocarvão a base de lodo de esgoto acelerou a formação de mais produtos de hidratação, aumentou o grau de hidratação e levou a uma matriz mais densa. Todas essas melhorias foram atribuídas ao efeito de cura interna do biocarvão de lodo e uma diminuição na proporção de água local para o cimento.

Zhou *et al.* (2021a) investigaram pastas contendo 80 % de cinza de lodo de esgoto e 20 % de cal sob os efeitos de cloreto de sódio (NaCl) e cloreto de magnésio ($MgCl_2$) nas respectivas concentrações de água do mar artificial. Verificou-se que o $MgCl_2$ encurtou muito o tempo de

pega inicial e final. A mistura preparada com $MgCl_2$ também apresentou a maior resistência à compressão de 7 a 60 dias devido à maior solubilidade do $Ca(OH)_2$ sob um baixo valor de pH, enquanto o NaCl teve o efeito predominante na idade de cura de 3 dias devido à formação do sal de Friedel que era vantajoso para o desenvolvimento de resistência.

Tabela 6 Porcentagem de substituição de cimento por cinza de lodo de esgoto

Porcentagem	Autores
2 %	Chen *et al.* (2020)
2,5 %	Rutkowska *et al.* (2020b)
5 %	Rutkowska *et al.* (2020b), Kobayashi; Koyanagi (2021), Doh *et al.* (2019), Rutkowska *et al.* (2018), Chen; Poon (2017), Rutkowska *et al.* (2020a), Tang; Nordfors (2020a), Khawal; Sangwai (2020), Tay (1987), Naamane *et al.* (2016), Hassooni; Ethaib (2020), Pinarli; Kaymal (1994), Baeza-Brotons *et al.* (2014b), Rutkowska *et al.* (2021a), Istuque *et al.* (2021b), Rutkowska *et al.* (2021b), Wu *et al.* (2021), Goswami *et al.* (2021), Gu *et al.* (2021), Chakraborty *et al.* (2017)
7,5 %	Rutkowska *et al.* (2020b)
8 %	Wong; Ho (2000)
10 %	Luo *et al.* (2004), Luo *et al.* (2014), Ing *et al.* (2017), David; Nair (2018a), Nakic (2018), Cong *et al.* (2020), Payá *et al.* (2002), Pérez-Carrión *et al.* (2014), Piasta; Lukawska (2016), Nakic *et al.* (2020), Krejcirikova *et al.* (2019a), Krejcirikova *et al.* (2019b), Vouk *et al.* (2017b), Rutkowska *et al.* (2017), Liu *et al.* (2019), Luo; Lin (2007), Lin *et al.* (2008a), Baeza-Brotons *et al.* (2014a), Baeza-Brotons *et al.* (2014b), He *et al.* (2017), Vouk *et al.* (2017a), Garcés *et al.* (2008), Luo *et al.* (2009), Chang *et al.* (2010), Li *et al.* (2017a), Vouk *et al.* (2018), Zaleska *et al.* (2018), Zhou *et al.* (2020a), Zhou *et al.* (2020b), Alcocel *et al.* (2006), Istuque *et al.* (2021a), Kasaw *et al.* (2021), Li *et al.* (2017b), Tashima *et al.* (2017), Chen *et al.* (2013), Baeza-Brotons *et al.* (2020), Rutkowska *et al.* (2020b), Kobayashi; Koyanagi (2021), Doh *et al.* (2019), Rutkowska *et al.* (2018), Chen; Poon (2017), Rutkowska *et al.* (2020a), Tang; Nordfors (2020a), Khawal; Sangwai (2020), Tay (1987), Naamane *et al.* (2016), Hassooni; Ethaib (2020), Pinarli; Kaymal (1994), Baeza-Brotons *et al.* (2014b), Rutkowska *et al.* (2021a), Istuque *et al.* (2021b), Rutkowska *et al.* (2021b), Wu *et al.* (2021), Gu *et al.* (2021)

12 %	Rutkowska *et al.* (2017)
12,5 %	Rutkowska *et al.* (2020b)
15 %	Monzó *et al.* (1996), Ling *et al.* (2021), Rutkowska *et al.* (2017), Liu *et al.* (2019), Monzó *et al.* (1999), Salihoglu; Mardani-Aghabaglou (2020), Rutkowska *et al.* (2020b), Doh *et al.* (2019), Rutkowska *et al.* (2018), Rutkowska *et al.* (2020a), Tang; Nordfors (2020a), Khawal; Sangwai (2020), Tay (1987), Naamane *et al.* (2016), Hassooni; Ethaib (2020), Pinarli; Kaymal (1994), Baeza-Brotons *et al.* (2014b), Rutkowska *et al.* (2021a), Istuque *et al.* (2021b), Rutkowska *et al.* (2021b), Wu *et al.* (2021), Goswami *et al.* (2021), Gu *et al.* (2021)
17,5 %	Rutkowska *et al.* (2020b)
20 %	Pan *et al.* (2003), Lin et al.(2006b), Lin et al.(2008b), Donatello *et al.* (2010), Ouyang *et al.* (2014), Chen; Poon (2017), Kappel *et al.* (2017), Nakic *et al.* (2017), Chen *et al.* (2018), Kappel *et al.* (2018), Nakic *et al.* (2018), Lu *et al.* (2019), Payá *et al.* (2002), Pérez-Carrión *et al.* (2014), Piasta; Lukawska (2016), Nakic *et al.* (2020), Vouk *et al.* (2017b), Luo *et al.* (2004), Liu *et al.* (2019), Luo; Lin (2007), Lin *et al.* (2008a), Baeza-Brotons *et al.* (2014), He *et al.* (2017), Vouk *et al.* (2017a), Garcés *et al.* (2008), Luo *et al.* (2009), Chang *et al.* (2010), Li *et al.* (2017a), Vouk *et al.* (2018), Zaleska *et al.* (2018), Zhou *et al.* (2020a), Zhou *et al.* (2020b), Alcocel *et al.* (2006), Istuque *et al.* (2021a), Kasaw *et al.* (2021), Li *et al.* (2017b), Tashima *et al.* (2017), Chen *et al.* (2013), Baeza-Brotons *et al.* (2020), Rutkowska *et al.* (2020b), Wang *et al.* (2017), Dyer *et al.* (2011), Chen; Poon (2017), Rutkowska *et al.* (2020a), Tang; Nordfors (2020a), Tay (1987), Naamane *et al.* (2016), Pinarli; Kaymal (1994), Baeza-Brotons *et al.* (2014b), Rutkowska *et al.* (2021a), Istuque *et al.* (2021b), Rutkowska *et al.* (2021b), Wu *et al.* (2021), Chakraborty *et al.* (2017)
25 %	Chen *et al.* (2013), Cyr *et al.* (2007), Wang *et al.* (2005), Chen *et al.* (2006), Rutkowska *et al.* (2020a), Tang; Nordfors (2020a), Istuque *et al.* (2021b), Rutkowska *et al.* (2021b), Wu *et al.* (2021), Goswami *et al.* (2021)
30 %	Monzó *et al.* (2003), Lu *et al.* (2013), Krejcirikova *et al.* (2018), He *et al.* (2020b), Liu *et al.* (2021), Krejcirikova *et al.* (2019a), Krejcirikova *et al.* (2019b), Vouk *et al.* (2017b), Luo; Lin (2007), Lin *et al.* (2008a), Baeza-Brotons *et al.* (2014a), He *et al.* (2017), Garcés *et al.* (2008), Luo *et*

	al. (2009), Chang *et al.* (2010), Li *et al.* (2017a), Vouk *et al.* (2018), Zaleska *et al.* (2018), Zhou *et al.* (2020a), Zhou *et al.* (2020b), Alcocel *et al.* (2006), Istuque *et al.* (2021a), Kasaw *et al.* (2021), Li *et al.* (2017b), Tashima *et al.* (2017), Chen *et al.* (2013), Baeza-Brotons *et al.* (2020), Monzó *et al.* (1999), Salihoglu; Mardani-Aghabaglou (2020), Wang *et al.* (2017), Tang; Nordfors (2020a)
35 %	Dyer *et al.* (2011), Goswami *et al.* (2021)
40 %	Vouk *et al.* (2017b), Kasaw *et al.* (2021)
43 %	Wang *et al.* (2005), Chen *et al.* (2006)
50 %	Kasaw *et al.* (2021), Dyer *et al.* (2011), Cyr *et al.* (2007), Wu *et al.* (2021)
60 %	Alcocel *et al.* (2006)
66 %	Wang *et al.* (2005), Chen *et al.* (2006)
70 %	Zhou *et al.* (2021b)
80 %	Zhou *et al.* (2021a)

Fonte: Autora (2022)

A partir dessas análises, a cinza se apresenta acessível para o uso em materiais de construção, não ultrapassando o valor de 20 %. Mesmo que seja considerada uma porcentagem pequena, ainda assim compensa o seu uso para destinar esse resíduo de forma viável, economicamente e ambientalmente.

4.10 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DA CINZA

4.1.1 Tamanho de partícula

A determinação da porosidade de materiais, especialmente diâmetros médios dos poros, é crucial para inferir informações aproximadas sobre a morfologia dos poros irregulares de materiais à base de cimento. Nos estudos analisados nesta revisão, o tamanho médio da partícula das cinzas de lodo de esgoto variou entre 5,4 µm - 1500 µm (YANG *et al.*, 2018; VOUK *et al*., 2018; MA; ROSEN, 2021). De acordo com Shao *et al.* (2007), partículas maiores também podem ser geradas resultantes da aglomeração de pequenas partículas em elevadas temperaturas de incineração.

De acordo com Farías *et al.* (2017), o controle do tamanho das partículas é importante, pois influencia nas características física e mecânica das cinzas. Nos materiais de construção, por exemplo, partículas menores que 10 µm aumentam a resistência até os 28 dias, já partículas entre 10 e 45 µm aumentam a resistência nas idades superiores a 28 dias e as partículas maiores do que 45 µm não contribuem para o aumento da resistência em nenhuma idade (ISAIA *et al.* 2010). Tamanhos maiores de partículas de cinzas causam uma diminuição da resistência à compressão dos materiais de construção. (RUTKWOSKA *et al.* 2020).

Contudo, Chen *et al.* (2013), consideram que se as cinzas forem utilizadas como substituição ao cimento, as menores partículas, que são reativas, funcionarão como um aglutinante, enquanto as partículas maiores, que são menos reativas, atuam principalmente como um enchimento. Em contraposição, existem autores que defendem a ideia das cinzas de lodo de esgoto serem utilizadas como agregado miúdo, pelo fato das partículas serem maiores do que as partículas de cimento e semelhança na granulometria do agregado miúdo. Além disso, os autores mostraram que a sílica tende a ser cristalina e que praticamente não pode contribuir para a reação química do cimento, atuando apenas como um fíller. (MAHDIKHANI; KHANBAN, 2019)

4.1.2 Morfologia da cinza

Dentre esses estudos, os termos utilizados nas publicações que integraram essa revisão para a morfologia da cinza de lodo de esgoto são: *partículas angulares*, *morfologia irregular*, *cinza granular*, *textura de superfície áspera*, *rugosa*, *solta*, *porosa*, *grãos polidispersos* e *microestrutura com tamanhos variáveis*. Destaca-se pelo pó fino de coloração com tons de *marrom*, *acastanhado*, *cinza escuro* e podendo possuir também uma cor *avermelhada* devido ao óxido de ferro característico. Todos esses termos foram relatados pela maioria dos pesquisadores.

Tais características das cinzas relatadas, podem resultar em uma elevada área superficial específica (LIU *et al.* 2019), influenciando no aumento de absorção de água tanto nas fases de mistura e cura, quanto no concreto endurecido (BAEZA-BROTONS *et al.* 2020). Apesar dessa alta demanda de água não contribuir para aumentar a resistência a compressão do concreto, isso pode ser compensado pela adição de superplastificante. (NAKIC *et al.* 2020). Além disso, a estrutura porosa e partículas irregulares, pode conferir propriedades leves, promovendo seu uso em agregados (WANG *et al.* 2005). Do outro ponto de vista, se as cinzas passarem por um processo de moagem, suas partículas são quebradas formando partículas de forma lisa e escamosa com menos poros (CHEN *et al.* 2018). Logo, seu formato inicial apresenta morfologia irregular, porosa, áspera e rugosa, contudo dependendo do tipo de tratamento dado as cinzas, podem mudar suas características finais.

Nesta revisão, através dos estudos analisados, a massa específica da cinza de lodo de esgoto variou entre 2,03 - 2,9 g/cm³. Tay e Yip (1989) relatam que este alto valor de massa específica pode ser atribuído ao fato de que a cinza de lodo de esgoto contém compostos de vários metais que são fundidos quando o lodo atinge o estágio de piroplasticidade durante o processo de incineração. Mohajerani *et al.* (2019), deduzem que a menor gravidade específica foi devido aos níveis mais elevados de matéria orgânica, e durante o processo de queima, leva a uma maior porosidade, e resulta na diminuição da densidade e resistência à compressão. No entanto, um aumento da porosidade pode melhorar as propriedades de isolamento térmico do tijolo produzido com cinza de lodo de esgoto.

Em conformidade com Yusuf *et al.* (2012) a massa específica da cinza de lodo de esgoto variou entre 2,44 - 2,9 g/cm³. No estudo de Lynn *et al.* (2015) a variação foi entre 1,8 - 2,9 g / cm³.

Tem sido mostrado que a massa específica aumenta com a temperatura de incineração, devido à oxidação adicional da matéria orgânica, embora essa taxa diminua em temperaturas superiores a 1000 °C (VOUK *et al.* 2017a). Logo, a massa específica da cinza pode variar de acordo com a temperatura que ela é submetida.

Outra característica física da cinza, é a área superficial específica, sendo determina pela soma da área superficial de um material particulado ou de um corpo de prova poroso, por unidade de massa. Essa propriedade é inversamente proporcional ao tamanho do grão. Quanto menor o seu tamanho, maior é a área superficial. Esta propriedade pode ser determinada por dois métodos: método BET e o método Blaine. O método BET se caracteriza como científico e direto, onde analisa-se a quantidade de um gás inerte adsorvido à superfície das partículas. Já o método Blaine designado como indireto e comparativo, configura-se como o tempo requerido para uma determinada quantidade de ar fluir através de uma camada de amostra compactada, de dimensões e porosidade especificadas.

Nesta revisão, os estudos analisados representaram área especifica superficial através do Método BET, onde variou entre 350 - 19000 m²/kg. Já o Método Blaine, variou entre 256 - 4657 m²/kg. Estes valores se aproximaram do que foram encontrados por Lynn *et al.* (2015), onde o método BET e o método Blaine variou em uma ampla faixa de 2500 - 23100 m²/kg e 500 - 3900 m²/kg, respectivamente.

De acordo com Cyr *et al.* (2007), uma alta área de superfície específica, é devido aos grãos irregulares e alta porosidade da cinza de lodo de esgoto e como consequência ocorre uma alta demanda de água, que afeta a trabalhabilidade dos materiais de construção.

Porém, quando a cinza representa uma pequena área superficial específica pode ser devido ao processo de moagem, que proporciona um aumento na reatividade de materiais pozolânicos (CORDEIRO; KURTIS, 2017).

Em relação a sua caracterização morfológica, as cinzas de lodo de esgotos são partículas de superfície irregular e muito porosa, podendo variar de acordo com o tratamento em que ela possa ser submetida, e quando aplicadas em materiais de construção, tendem a influenciar nas suas características finais.

4.11 AMBIENTES DE QUEIMA

Os resultados encontrados nesta revisão apontam a incineração como uma alternativa adequada para gestão do lodo de esgoto pela redução da massa e do volume, eliminação de matéria orgânica, patógenos e odores. As cinzas, resultantes desse processo, possuem a vantagem adicional de serem utilizadas como precursores de diversos materais com mais valor agregado, entretanto, as características do produto final dessa queima, ou seja, as propriedades das cinzas do lodo de esgoto resultantes da incineração dependem de fatores como temperatura de incineração e tempo de permanência. De acordo com Ma e Rosen (2021), tecnologias de incineração com mecanismos físicos exclusivos, alinhados a temperatura do ambiente de queima podem implicar diretamente nas características físicas e químicas das cinzas de lodo de esgoto final. Desta forma, este trabalho destaca a análise de diferentes ambientes nos quais diversas amostras de lodo de esgoto foram incineradas.

Com o objetivo de uniformizar a nomenclatura de vários ambientes de queima com mesmas características utilizados pelos diferentes autores, a Tabela 7 apresenta esses ambientes com nomenclatura única adotada para análise deste trabalho.

Tabela 7 Nomenclaturas similares dos ambientes de queima

Ambientes de queima com termos similares	**Nomenclatura única adotada**
Forno de alvenaria, Fornalha comum, Forno	Forno de alvenaria
Mufla elétrica, Mufla, Forno elétrico, Forno eletrônico, Forno comercial e programável, Forno mufla	Mufla elétrica
Incinerador, Planta de incineração de lodo de esgoto, Forno incinerador, Planta de incineração local	Incinerador
Incinerador de leito fluidizado, Forno de leito fluidizado, Combustão de leito fluidizado, Reator de leito fluidizado, Planta incineradora de leito fluidizado, Leito fluidizado, Caldeira de leito fluidizado	Incinerador de leito fluidizado

Fonte: Autora (2022)

A Tabela 8 mostra os ambientes de queima que o lodo de esgoto foi incinerado, nos diferentes estudos. Dentre 140 estudos (135 publicações acerca da CLE e 05 publicações que utilizaram a LE e a CLE simultaneamente), 32,1 % não relataram o ambiente de queima na qual o lodo de esgoto foi incinerado. Dentre os ambientes de queima, os quatro mais utilizados foram: incinerador de leito fluidizado (32,6 %), incinerador (20 %), mufla elétrica (16,9 %) e forno de alvenaria (9,5 %).

Tabela 8 Ambientes de queima relatados nos estudos

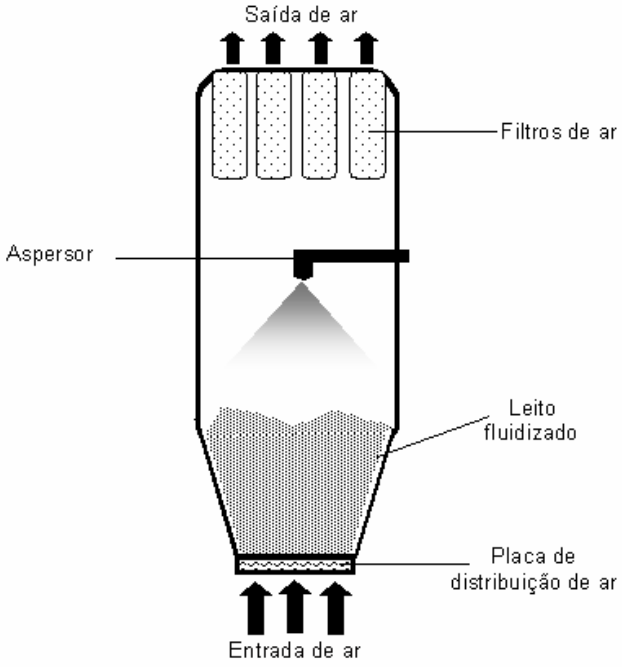
Ambientes de queima	Publicações
Atmosfera controlada	Tashima *et al.* (2017)
Atmosfera inerte	Lin *et al.* (2005)
Autocombustão	Istuque *et al.* (2019)
Forno de eixo vertical	Wainwright; Cresswell (2001)
Forno de micro-ondas	Doh *et al.* (2019)
Incinerador de fornos múltiplos	Khanbilvardi; Afshari (1995)
Incinerador de laboratório	Nakic *et al.* (2017)
Caldeira de grelha móvel	Rucinska *et al.* (2021)
Forno a vácuo	Sabri *et al.* (2021)
Forno cilíndrico	Istuque *et al.* (2021a), Istuque *et al.* (2021b)
Forno termostático	Lu *et al.* (2013), Ouyang *et al.* (2014)
Incinerador modular	Pan *et al.* (2003), Chang *et al.* (2010), Yen at al. (2012)
Câmara de combustão	Lin; Weng (2001), Lui *et al.* (2004), Tsai *et al.* (2006), Luo; Lin (2007) (20)
Forno de alvenaria	Tay (1987), Tay; Yip (1989), Aziz; Koe (1990), Tay; Show (1994), Lin (2006), Kosior-Kazberuk (2010), Mozo-Moreno; Gómez (2016), Vouk *et al.* (2017), Zaleska *et al.* (2018)
Mufla elétrica	Lin *et al.* (2008), Anh Tuan *et al.* (2014), Naamane *et al.* (2016), Vouk *et al.* (2017), Wang *et al.* (2017), Nakic *et al.* (2018), Vouk *et al.* (2018), Basto *et al.* (2019), Liu *et al.* (2019), Oliva *et al.* (2019), Chen *et al.* (2020), Rutkowska *et al.* (2020), Goswami *et al.* (2021), Liang *et al.* (2021), Kasaw *et al.* (2021), Liu *et al.* (2021)

Incinerador	Wang *et al.* (2005), Chen *et al.* (2006), Chiou *et al.* (2006), Lin *et al.* (2006a), Lin *et al.* (2006b), Lin (2006), Lin *et al.* (2008), He *et al.* (2017), Ing *et al.* (2017), Li *et al.* (2017a), Li *et al.* (2017b), Chen *et al.* (2018), David; Nair (2018a), Krejcirikova *et al.* (2018), Cheng *et al.* (2019), Lu *et al.* (2019), Zhou *et al.* (2020), Zhou *et al.* (2021), Gu *et al.* (2021)
Incinerador de leito fluidizado	Okuno; Takahashi (1997), Anderson (2002), Anderson; Skerratt (2003), Monzó *et al.* (2003), Cheeseman; Virdi (2005), Cyr *et al.* (2007), Garcés *et al.* (2008), Chen *et al.* (2013), Pérez-Carrión *et al.* (2014), Baeza-Brotons *et al.* (2014a), Baeza-Brotons *et al.* (2014b), Piasta; Lukawska (2016), Sigvardsen; Ottosen (2016), Chakraborty *et al.* (2017), Kappel *et al.* (2017), Rutkowska *et al.* (2017), Kappel *et al.* (2018), Krejcirikova *et al.* (2019b), Baeza-Brotons *et al.* (2020), Ottosen *et al.* (2020), Rutkowska *et al.* (2020), Salihoglu; Mardani-Aghabaglou (2020), Szarek; Krysiak (2020), Tang *et al.* (2020b), Zhou *et al.* (2020), Rutkowska *et al.* (2021a), Zhou *et al.* (2021), Wu *et al.* (2021), Kledynski *et al.* (2021), Rutkowska *et al.* (2021b), Grunhauser *et al.* (2021)

Fonte: Autora (2022)

Os resultados apontam que o incinerador de leito fluidizado é o ambiente de queima mais utilizado na produção das cinzas de lodo de esgoto. Esse sistema consiste em uma câmara em que o lodo de esgoto recebe um ar de combustão com fluxo ascendente, permitindo o deslocamento do lodo de esgoto de baixo pra cima, e esse passando por uma camada de areia, utilizada como reservatório de calor durante a incineração (Figura 13). Essa dinâmica dentro do incinerador de leito fluidizado, opera a uma temperatura média de 750 °C e é considerada eficiente considerando o gasto de energia (MA; ROSEN 2021). O fluxo do lodo de esgoto associado aos choques provocados pelo atrito com camada de areia contribui para que as cinzas resultantes possuam tamanho de partículas da ordem de 87 μm, e por isso classificada como cinzas mais finas do que as produzidas por outros mecanismos (ZISS, 2017).

Figura 13 Incinerador de leito fluidizado



Fonte: Petrovick *et al.* (2006)

A escolha pelo incinerador de leito fluidizado tornou-se a escolha mais popular a partir de 1982, como relata Smith em seu trabalho publicado em 1992. Na época, as justificativas para sua utilização consideravam a eficiência do sistema para incinerar lodo desidratado de polímero

orgânico. Nos anos seguintes, os modernos incineradores de leito fluidizado foram se tornando cada vez mais atraentes em termos de capital como de custos operacionais, em comparação com o tipo de lareira múltipla convencional também comum para esse tipo de aplicação (MININNI *et al.* 1997). O que se observou em seguida foi a ampla utilização dos incineradores de leito fluidizado em sistemas líquidos, lamas e materiais sólidos com destaques para vantagens como distribuição uniforme do resíduo dentro do leito, remoção de sólidos residuais, alta eficiência de transferência de calor, alta turbulência e temperatura uniforme ao longo do leito (MARTINS, 2001).

A mufla elétrica é um tipo de ambiente de queima que não possui dispositivo mecânico dentro do seu sistema para movimentação do resíduo, ou seja, a forma de queima é através da utilização de um cadinho que é preenchido por lodo de esgoto e colocado no interior da mufla, com temperatura definida e taxa de aquecimento em média de 19 ºC / min. Devido a limitação da capacidade da mufla, variando entre 10 a 150 litros (FORTELAB, 2022), a queima do resíduo deve ser feita em pequenas quantidades, para garantir a queima uniforme do resíduo.

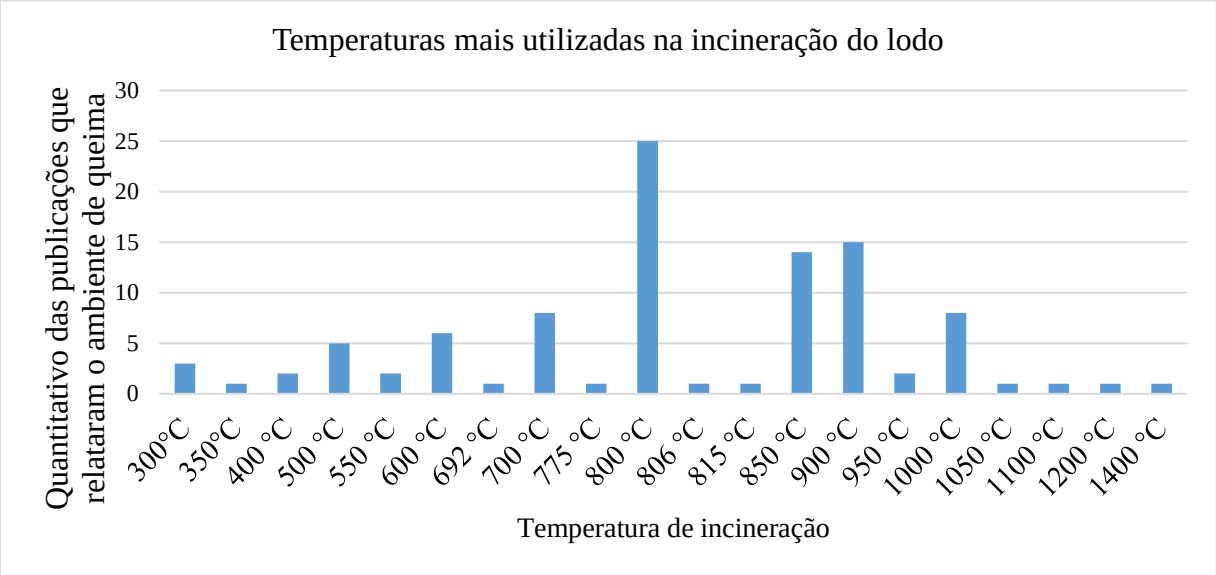
Basto *et al.* (2019) identificaram uma diferença na densidade das cinzas de lodo de esgoto incineradas em ambientes de queima diferentes. Observou-se que de 600 a 800 °C, o lodo de esgoto incinerado em uma mufla elétrica, promoveu uma diminuição da densidade específica, mas houve um aumento a 900 °C. Tal comportamento apresentado não corresponde à tendência identificada por Lynn *et al.* (2015) em que a densidade das cinzas aumentou com temperaturas de até 1000 °C. Segundo relato de Basto *et al.* (2019), essa diferença na densidade pode ser devido ao equipamento usado para a produção de cinzas, ou seja, uma mufla elétrica em vez de um incinerador convencional. Esta combustão convencional, diferente do incinerador de leito fluidizado, não possui mecanismos físicos internos e incluem a queima em massa do resíduo, em dois estágios não requerendo um pré-processamento. Estas instalações mais recentes têm câmara de combustão revestida com parede de água, visando à recuperação de energia, e sistemas de limpeza de gases (CEMPRE, 2010).

De acordo com os estudos analisados, Tabela 9, a temperatura de queima do lodo de esgoto variou entre 300 °C a 1400 °C. Dentre os 99 dados referentes a temperatura, 25% das publicações utilizaram a temperatura de 800 °C para a incineração do lodo de esgoto, com um tempo de permanência variando entre 50 min e 5h. Contudo, o tempo prevalente da queima do lodo a 800 °C foi de 3h. Houve dois estudos que incineraram o lodo de esgoto 800 °C por 20h.

Esse tempo elevado foi decorrente de um estudo que relacionou as mudanças de cor da superfície de amostras de argamassa contendo cinza de lodo de esgoto, danificadas pelo fogo.

Como pode ser observado na Figura 14, as temperaturas de 500 °C, 600 °C, 700 °C, também apresentaram picos elevados de queima, variando com o tempo de permanência no forno entre 50 min e 3 h. Os estudos que trabalharam com a temperatura de 850 °C, não relataram seu tempo de permanência dentro do ambiente de queima, apesar de apresentar um uso considerável. O lodo de esgoto incinerado na temperatura de 900 °C, variou entre 1h a 3h e na temperatura de 1000 °C variou entre 2h e 4h.

Figura 14 Quantitativo das temperaturas de queima do lodo de esgoto citadas nos estudos



Fonte: Autora (2022)

Tabela 9 Temperaturas de queima do lodo de esgoto citadas nas publicações

Temperaturas	Publicações
300° C – 400 °C	Naamane *et al.* (2016), Chen *et al.* (2020), Rutkowska *et al.* (2020), Górak *et al.* (2021)
500° C – 600 °C	Tay *et al.* (1987), Aziz; Koe (1990), Kosior-Kazberuk (2010), Liu *et al.* (2013), Mozo-Moreno; Gómez (2016), Naamane *et al.* (2016), Basto *et al.* (2019), Oliva *et al.* (2019), Chen *et al.* (2020), Cong *et al.* (2020), Hassooni; Ethaib (2020), Rutkowska *et al.* (2020), Kasaw *et al.* (2021), Kledynski *et al.* (2021), Liu *et al.* (2021), Sabri *et al.* (2021)
700° C – 800 °C	Khanbilvardi; Afshari (1995), Lin; Weng (2001), Anderson (2002), Anderson; Skerratt (2003), Monzó *et al.* (2003), Pan *et al.* (2003), Luo *et al.* (2004), Lin *et al.* (2006), Sasaoka *et al.* (2006), Cyr *et al.* (2007), Luo; Lin (2007), Garcés *et al.* (2008), Lin *et al.* (2008), Chang *et al.* (2010), Kosior-Kazberuk (2010), Yen *et al.* (2012), Lu *et al.* (2013), Ouyang *et al.* (2014), Pérez-Carrión *et al.* (2014), Baeza-Brotons *et al.* (2014a), Baeza-Brotons *et al.* (2014b), Luo *et al.* (2014), Naamane *et al.* (2016), Sigvardsen; Ottosen (2016), Chakraborty *et al.* (2017), Ing *et al.* (2017), Kappel *et al.* (2017), Nakic *et al.* (2017), Tashima *et al.* (2017), Vouk *et al.* (2017a), Vouk *et al.* (2017b), Wang *et al.* (2017), Kappel *et al.* (2018), Rutkowska *et al.* (2018), Vouk *et al.* (2018), Záleská *et al.* (2018), Krejcirikova *et al.* (2019b), Liu *et al.* (2019), Baeza-Brotons *et al.* (2020), Cong *et al.* (2020), Nakic *et al.* (2020), Ottosen *et al.* (2020), Rutkowska *et al.* (2020a), Rutkowska *et al.* (2020b), Salihoglu; Mardani-Aghabaglou (2020), Zhou *et al.* (2020), Rutkowska *et al.* (2021a), Rutkowska *et al.* (2021b), Zhou *et al.* (2021), Goswami *et al.* (2021), Istuque *et al.* (2021a), Istuque *et al.* (2021b), Liang *et al.* (2021), Kledynski *et al.* (2021), Gu *et al.* (2021), Liu *et al.* (2021), Grunhauser *et al.* (2021)
900° C – 1000 °C	Tay; Show (1994), Okuno; Takahashi (1997), Sasaoka *et al.* (2006), Nakic *et al.* (2017), Vouk *et al.* (2017), David; Nair (2018a), David; Nair (2018b), Vouk *et al.* (2018), Basto *et al.* (2019), Cong *et al.* (2020), Nakic *et al.* (2020), Kledynski *et al.* (2021), Liu *et al.* (2021)
1100° C – 1200 °C	Tay; Yip (1989), Merino; Romero (2005), Jianli *et al.* (2010)
1300° C – 1400 °C	Merino; Romero (2005); Lin *et al.* (2009)

Fonte: Autora (2022)

Wei (2015) determinou que 1100 °C e 8 min foram a temperatura e o tempo de queima selecionados como parâmetros ideais para a produção de agregado leve contendo lodo de esgoto, argila e cinza de resíduos sólidos urbanos. Além disso, concluiu que as concentrações de lixiviação de metais nos agregados estavam na faixa regulamentada pela China.

Naamane *et al.* (2016) revelaram que o aumento da temperatura de incineração do lodo de esgoto de 300 °C para 800 °C durante 50 min em cada temperatura, aumentou a quantidade de cálcio, ferro, magnésio, sódio, fósforo e potássio, atribuindo ao fato de que durante a calcinação esses elementos reagem com o gás oxigênio para formar seus óxidos. Além disso, a atividade pozolânica atingiu seu máximo a 800 ºC e temperatura mais elevada do que esta, pode causar a destruição das partículas da cinza de lodo de esgoto, levando a mudanças importantes na sua microestrutura.

Liu *et al.* (2021) avaliaram cinzas incineradas entre 500 a 900 °C e perceberam que dentre essas temperaturas, a cinza calcinada a 700 °C, apresentou o menor diâmetro médio (26 nm), promovendo assim a formação de partículas sendo eficazes para refinamento dos poros da matriz cimentícia. Essa temperatura tornou-se a mais adequada porque exibiu o maior índice de atividade pozolânica, além de promover menor retração por secagem e maior resistência ao ciclo de gelo e degelo.

Tantawy *et al.* (2012) concluíram que a melhor temperatura do ponto de vista da conservação de propriedades pozolânicas da cinza foi de cerca de 800 °C, sendo que um valor inferior pode levar a sílica amorfa a capturar carbono resultante de condições de combustão incompletas e em temperaturas acima de 950 °C, dependendo das fontes, ocorre um aumento da cristalização e enfraquecimento das propriedades pozolânicas da cinza.

Oliva *et al.* (2019) investigaram a influência de diferentes temperaturas e tempos de residência sobre as características da cinza e mencionou que as temperaturas acima de 800 ° C pode levar à diminuição da atividade pozolânica devido à cristalização da sílica amorfa. O aumento da temperatura de incineração também altera o nível de aglomeração. Percebe-se que a amostra obtida a 800 °C apresenta os maiores aglomerados e a 900 °C esses aglomerados se rompem. A amostra obtida a 1000 °C, por outro lado, possui as menores partículas, mas parece que essas também tendem a se aglomerar devido à formação das novas fases e devido às temperaturas suficientes para a sinterização (VOUK *et al.* 2018). De fato, entre as cinzas incineradas em diferentes temperaturas e diferentes tempos de permanência, a morfologia das partículas não é

uniforme, e isso influenciará a demanda de água, área superficial específica, porosidade e resistência da cinza em particular (TAYLOR-LANGE *et al.* 2015).

Vouk *et al.* (2017a) pontuaram que a temperatura de incineração do lodo tem uma influência significativa na microestrutura e nas propriedades pozolânicas da cinza resultante. Em temperaturas próximas a 1000 °C, ocorre um aumento da densidade, ou seja, ocorre a sinterização das partículas promovendo um aglomerado, além da absorção de água que diminui consideravelmente.

É possível observar que as cinzas podem apresentar desempenhos diferentes, dependendo do tempo e da temperatura de queima. Contudo, através das análises dos estudos nesta revisão, foi perceptível que a temperatura de 800 °C, com o tempo de permanência de 3h, foi a mais utilizada porque propiciou melhores características das cinzas nas propriedades dos materiais de construção.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1 CONCLUSÕES

Esse estudo revisou as publicações dos últimos 37 anos, que utilizaram o lodo de esgoto e a cinza de lodo de esgoto em materiais de construção. Nos últimos anos, percebeu-se um aumento nas publicações que utilizaram LE e CLE em materiais de construção. Os países que mais publicaram sobre o lodo de esgoto e a cinza de lodo de esgoto foram a China, Taiwan, Polônia e Espanha, e isso pode estar relacionado a limitações de espaço territorial para construção de aterros sanitários e resoluções tecnológicas. Mesmo com a variação das porcentagens, os principais óxidos presentes na cinza de lodo de esgoto, independentemente da origem, são SiO_2, Al_2O_3, Fe_2O_3, CaO e P_2O_5 e como óxidos secundários MgO, TiO_2, Na_2O, K_2O e SO_3, apresentados em menores quantidades. O pH das amostras de lodo de esgoto variaram entre 6,0 – 9,0. O pH das amostras de cinza de lodo de esgoto relatadas, variaram entre 4,13 - 12,2. É necessário identificar o pH das suspensões de lodo e cinzas para contribuir com as informações a respeito da solubilidade de alguns componentes identificados na composição química desses materiais. De acordo com os estudos analisados, a cinza de lodo de esgoto foi mais utilizada como substituta ao cimento em argamassas, sendo até 20 % o teor viável de substituição do cimento por CLE. Os tipos de ambientes de queima mais utilizados nos estudos foram: incinerador de leito fluidizado (32,6 %), incinerador (20 %), mufla elétrica (16,9 %) e forno de alvenaria (9,5 %). A temperatura predominante para a incineração do lodo de esgoto foi 800 °C, com o tempo prevalente da queima de 3h. Após incineração, a CLE pode apresentar tamanho médio de partícula variando entre 5,4 µm - 1500 µm. A massa específica da cinza de lodo de esgoto variou entre 2,03 - 2,9 g/cm³ e a área especifica superficial através do Método BET, variou entre 350 - 19000 m²/kg e com o Método Blaine, variou entre 256 - 4657 m²/kg. Os resultados obtidos serão norteadores para contribuir com trabalhos futuros e ampliar possibilidades de geração de produtos de maior valor agregado para a inserção nos materiais de construção.

5.2 RECOMENDAÇÕES FUTURAS

O uso do lodo e da cinza de lodo de esgoto em materiais de construção deve ser cuidadosamente controlado porque o resíduo tende a variar significativamente, dependendo das suas origens e do tratamento em que são submetidos. Portanto, análises prévias sempre serão necessárias para avaliar como este resíduo se comporta quando incorporado em materiais de construção.

Com o objetivo de expandir o conhecimento sobre o uso do LE e da CLE sugere-se a realização de alguns estudos adicionais:

- Análise dos estudos sobre reatividade da cinza de lodo de esgoto no período proposto neste trabalho.
- Análise e descrição sobre os métodos de resfriamento após a incineração da cinza de lodo de esgoto acompanhado por DRX.
- Verificação dos tipos de métodos utilizados para análise de Lixiviação.
- Estudo da produção de clínquer com CLE.

Não se pode generalizar o lodo, mas pode-se conhecer características que são peculiares a ele em cada região. Quanto mais análises forem feitas, mais informações serão geridas e mais poder de conhecimento para manuseá-lo. Por fim, sugere-se aos futuros autores que trabalharão com este resíduo, sempre que for possível, determinar em seus estudos, as informações preliminares propostas na Tabela 10:

Tabela 10 *Checklist* de análise prévia do lodo de esgoto

INFORMAÇÕES PRELIMINARES SOBRE O RESÍDUO:			
Origem do lodo de esgoto:	( ) Doméstico	( ) Industrial	( ) Ambos
pH do Lodo de esgoto:			
pH da Cinza de lodo de esgoto:			
Tipo de forno:			
Temperatura de queima:			
Tempo de queima:			
Método de resfriamento:			
Granulometria:			

Fonte: Autora, 2022

De acordo com Swierczek *et al.* (2021), existem diferenças significativas na tecnologia de utilização térmica do lodo de esgoto e em cada cinza produzida, deverá ser completamente caracterizada antes de implementar os métodos de estabilização. Portanto, este *checklist* irá fornecer conhecimento complementar sobre as características do lodo de esgoto e da cinza de lodo de esgoto, independente do seu uso posterior.

6 REFERÊNCIAS

ABREU, A. H. M. D., Alonso, J. M., Melo, L. A. D., Leles, P. S. D. S., Santos, G. R. D. Caracterização de biossólido e potencial de uso na produção de mudas de Schinus terebinthifolia Raddi. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, 24, 591-599, 2019.

ADHIKARI, Kabindra; Hartemink, Alfred E. Linking soils to ecosystem services—A global review. **Geoderma**, v. 262, p. 101-111, 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA (Brasil). Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas Agência Nacional de Águas, **Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental**. – Brasília, 2017.

ALCOCEL, E. G., Garcés, P., Martínez, J. J., Payá, J., Andión, L. G. Effect of sewage sludge ash (SSA) on the mechanical performance and corrosion levels of reinforced Portland cement mortars. **Materiales de Construcción**, 56(282), 31-43, 2006.

ALLEMAN, James E.; Berman, Neil A. Constructive sludge management: biobrick. **Journal of Environmental Engineering**, v. 110, n. 2, p. 301-311, 1984.

AL-OTAIBI, S., Al-Bahar, S., Al-Fadala, S., Al-Fahad, F., Abduljaleel, A., Taha, M. Recycling sand-wash fines as synthetic lightweight aggregates. Proceedings of Institution of Civil Engineers: **Construction Materials,** 173(2), 89-98, 2020.

AL-QADHI, E., Li, G., Ni, Y. Influence of a Two-Stage Sintering Process on Characteristics of Porous Ceramics Produced with Sewage Sludge and Coal Ash as Low-Cost Raw Materials. **Advances in Materials Science and Engineering**, 2019.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS. **ASTM C618.** Standard specification for coal fly ash and raw or calcined natural pozzolan for use in concrete. West Conshohocken, PA, USA: ASTM International; 2003.

AMULREE, L. Hygienic conditions in ancient Rome and modern London. **Medical History,** 17(3), 244, 1973.

ANDERSON, M., Skerratt, R. G. Variability study of incinerated sewage sludge ash in relation to future use in ceramic brick manufacture. **British Ceramic Transactions,** 102(3), 109-113, 2003.

ANDERSON, Michael. Encouraging prospects for recycling incinerated sewage sludge ash (ISSA) into clay-based building products. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**: International Research in Process, Environmental and Clean Technology, v. 77, n. 3, p. 352-360, 2002.

ANDREOLI, C. V.; Lara, A. I.; Ferreira, A. C.; Ihlenfeld, R. G. K.; Pegorini, E. S. Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. PROSAB - **Programa de Pesquisa em Saneamento Básico**. Curitiba-PR, 1999.

ANGELAKIS, A. N.; Koutsoyiannis, D.; Tchobanoglous, G. Urban wastewater and stormwater technologies in ancient Greece. **Water Research**, v. 39, n. 1, p. 210–220, 2005.

ANH TUAN, B. L., Tesfamariam, M. G., Chen, Y. Y., Hwang, C. L., Lin, K. L., and Young, M. P. Production of lightweight aggregate from sewage sludge and reservoir sediment for high-flowing concrete. **Journal of Construction Engineering and Management**, 140(5), 04014005, 2014.

APARNA, R. P. Sewage sludge ash for soil stabilization: A review. **Materials Today: Proceedings.** 2021.

APHA-AWWA-WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 9. ed.: American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, **Water Environment Federation**, 1995.

AREIAS, I. O. R., Vieira, C. M. F., Colorado, H. A., Delaqua, G. C. G., Monteiro, S. N., and Azevedo, A. R. G. Could city sewage sludge be directly used into clay bricks for building construction? A comprehensive case study from Brazil. **Journal of Building Engineering**, 31, 101374. 2020.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - **NBR 12653** - Materiais pozolânicos. Rio de Janeiro, 3 p. 2014.

AYUB, M. A., Adnan, M., Umar, W., Farooqi, Z. U. R., Awais, M., Ahmad, H. R., ... and Siddique, A. Required Quality of Sewage Sludge as an Agricultural Soil Amendment. In Sustainable Management and Utilization of Sewage Sludge (pp. 247-262). **Springer,** Cham, 2022.

AZIZ, M. A., & Koe, L. C. Potential utilization of sewage sludge. **Water Science and Technology**, 22(12), 277-285, 1990.

BAEZA-BROTONS, F., Payá, J., Galao, O., Saval, J. M., & Garcés, P. Blending of industrial waste from different sources as partial substitution of Portland cement in pastes and mortars. **Construction and Building Materials**, 66, 645-653. 2014a.

BAEZA-BROTONS, F., Garcés, P., Payá, J., & Saval, J. M. Portland cement systems with addition of sewage sludge ash. Application in concretes for the manufacture of blocks. **Journal of Cleaner Production**, 82, 112-124, 2014b.

BAEZA-BROTONS, F., Payá, J., Galao, O., Alberti, M. G., & Garcés, P. Concrete for Precast Blocks: Binary and Ternary Combination of Sewage Sludge Ash with Diverse Mineral Residue. **Materials**, 13(20), 2020.

BALANICA, C. M. D., Simionescu, A. G., Birsan, I. G., Bichescu, C. I., & Muntenita, C. The assessment of using the sewage sludge in agriculture in Romania. **Materiale Plastice**, 55(4), 700, 2018.

BANERJEE, A., Bhaskar, T., and Ghosh, D. A biorefinery approach for sewage sludge. In **Waste Biorefinery** (pp. 393-421). Elsevier. 2020.

BARNAT-HUNEK, D., Smarzewski, P., Lagod, G., & Suchorab, Z. Evaluation of the contact angle of hydrophobised lightweight-aggregate concrete with sewage sludge. **Ecological Chemistry and Engineering**, 22(4), 625, 2015.

BARRERA-DÍAZ, C., Martínez-Barrera, G., Gencel, O., Bernal-Martínez, L. A., & Brostow, W. (2011). Processed wastewater sludge for improvement of mechanical properties of concretes. **Journal of hazardous materials**, 192(1), 108-115. 2011.

BASTO A., P., Junior, H. S., & de Melo Neto, A. A. Characterization and pozzolanic properties of sewage sludge ashes (SSA) by electrical conductivity. **Cement and Concrete Composites**, 104, 103410. 2019.

BHATTY, Javed I.; Reid, Kenneth J. Lightweight aggregates from incinerated sludge ash. **Waste management & research**, v. 7, n. 4, p. 363-376, 1989.

BONINI, C. S. B.; Alves, M. C.; Montanari, R. Lodo de esgoto e adubação mineral na recuperação de atributos químicos de solo degradado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** Campina Grande, v. 19, n. 4, p. 388-393, 2015.

BOZYM M, Bok A. Advantages and disadvantages of the solar drying of sewage sludge in Poland. **Tech Trans Environ Eng** 12:171 179, 2017.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. **Conselho Nacional do Meio Ambiente**. Resolução n.º 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2006.

BRASIL - Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 498/2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2020.

BRASIL - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Lei nº 10.936, de 12 de janeiro de 2022. Institui a atualização da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2022.

BRASIL - Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). Lei nº 12.305, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, v. 3, 2010.

BRATBY, J. Coagulation and flocculation in water and wastewater treatment. **IWA publishing**, 2016.

BRINGHENTI, J. R., Boscov, M. E. G., Piveli, R. P., & Günther, W. M. R. Codisposição de lodos de tratamento de esgotos em aterros sanitários brasileiros: aspectos técnicos e critérios mínimos de aplicação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, 23(5), 891-899. 2018.

CAO, Y.; Pawlowski, A. Life cycle assessment of two emerging sewage sludge-to-energy systems: Evaluating energy and greenhouse gas emissions implications. **Bioresource technology** 127, 81–91. 2013.

CEC (Council of the European Communities) - Council Directive of 12 June 1986 on the protection of the environment, and in particular of the soil, When sewage sludge is used in agriculture (86/278/EEC). **Official Journal of the European Communities** No. L 181/6-12, 1986.

CEC (Council of the European Communities) - Council Directive of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment (91/271/EEC). **Official Journal of the European Communities** No. L 135/40-52, 1991.

CEC (Council of the European Communities), European Parliament Directive 1999/31/EC on the landfill of waste. **Official Journal of the European Communities** 182, 16/07/1999 P 0001 - 0019. Article 13. Luxembourg, 1999.

CEMPRE. Lixo Municipal: Manual de Gerenciamento Integrado. São Paulo: **Compromisso Empresarial para Reciclagem**, 2010.

CHAKRABORTY S, Jo BW, Jo JH, Baloch Z, Effectiveness of sewage sludge ash combined with waste pozzolanic minerals in developing sustainable construction material: Na alternative approach for waste management, **Journal of Cleaner Production**, 2017.

CHANG, F. C., Lin, J. D., Tsai, C. C., & Wang, K. S. Study on cement mortar and concrete made with sewage sludge ash. **Water Science and Technology**, 62(7), 1689-1693, 2010.

CHANG, F. C., Lo, S. L., Lee, M. Y., Ko, C. H., Lin, J. D., Huang, S. C., & Wang, C. F. Leachability of metals from sludge-based artificial lightweight aggregate. **Journal of Hazardous Materials**, 146(1-2), 98-105, 2007.

CHANG, Z.; Long, G.; Zhou, J.; Ma, C. Valorization of sewage sludge in the fabrication of construction and building materials: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 154, p. 104606, 2020.

CHEESEMAN, C.R., Virdi, G.S.: Properties and microstructure of lightweight aggregate produced from sintered sewage sludge ash. **Resour. Conserv. Recycl**. 45(1), 18–30, 2005.

CHEILAS, A., Katsioti, M., Georgiades, A., Malliou, O., Teas, C., & Haniotakis, E. Impact of hardening conditions on to stabilized/solidified products of cement–sewage sludge–jarosite/alunite. **Cement and Concrete Composites**, 29(4), 263-269, 2007.

CHEN, C. H., Chiou, J., & Wang, K. S. Sintering effect on cement bonded sewage sludge ash. **Cement and Concrete Composites**, 28(1), 26-32, 2006.

CHEN, H. L., Tsai, Y. H., Lyu, C. L., e Duggan, Y. L. Circular Economy in Taiwan-Transition Roadmap and the Food, Textile, and Construction Industries. In An Introduction to Circular Economy (pp. 577-595). **Springer**, Singapore, 2021.

CHEN, H., Yan, S. H., Ye, Z. L., Meng, H. J., & Zhu, Y. G. Utilization of urban sewage sludge: Chinese perspectives. **Environmental Science and Pollution Research**, 19(5), 1454-1463, 2012.

CHEN, L. and Lin, D. F. Stabilization Treatment of Soft Subgrade Soil by Sewage Sludge Ash and Cement. **Journal of Hazardous Materials**. 162 (1): 321-327, 2009.

CHEN, M., Blanc, D., Gautier, M., Mehu, J., & Gourdon, R. Environmental and technical assessments of the potential utilization of sewage sludge ashes (SSAs) as secondary raw materials in construction. **Waste management**, 33(5), 1268-1275, 2013.

CHEN, T., Zhou, Z., Han, R., Meng, R., Wang, H., & Lu, W. Adsorption of cadmium by biochar derived from municipal sewage sludge: impact factors and adsorption mechanism. **Chemosphere**, 134, 286-293, 2015.

CHEN, X., Li, J., Xue, Q., Huang, X., Liu, L., & Poon, C. S. Sludge biochar as a green additive in cement-based composites: Mechanical properties and hydration kinetics. **Construction and Building Materials**, 262, 120723, 2020.

CHEN, Z., & Poon, C. S. Comparative studies on the effects of sewage sludge ash and fly ash on cement hydration and properties of cement mortars. **Construction and Building Materials**, 154, 791-803, 2017.

CHEN, Z., & Poon, C. S. Comparing the use of sewage sludge ash and glass powder in cement mortars. **Environmental technology**, 38(11), 1390-1398, 2016.

CHEN, Z., Li, J. S., & Poon, C. S. Combined use of sewage sludge ash and recycled glass cullet for the production of concrete blocks. **Journal of Cleaner Production**, 171, 1447-1459, 2018.

CHENG, WN, Yi H, Yu C-f, Wong HF, Wang G, Kwon EE and Tsang YF. Biorefining Waste Sludge From Water and Sewage Treatment Plants Into Eco-Construction Material. **Front. Energy Res**. 7:22, 2019.

CHIOU, J., Wang, K. S., Chen, C. H., & Lin, Y. T. Lightweight aggregate made from sewage sludge and incinerated ash. Waste Management, 26(12), 1453-1461, 2006.

CIESLIK, Bartlomiej Michal; Namiesnik, Jacek; Konieczka, Piotr. Review of sewage sludge management: standards, regulations and analytical methods. **Journal of Cleaner Production**, v. 90, p. 1-15, 2015.

CONG, X., Lu, S., Gao, Y., Yao, Y., Elchalakani, M., & Shi, X. Effects of microwave, thermomechanical and chemical treatments of sewage sludge ash on its early-age behavior as supplementary cementitious material. **Journal of Cleaner Production**, 258, 120647, 2020.

CORDEIRO, G. C., & Kurtis, K. E. Effect of mechanical processing on sugar cane bagasse ash pozzolanicity. **Cement and Concrete Research**, 97, 41-49, 2017.

CYR, M., Coutand, M., & Clastres, P. Technological and environmental behavior of sewage sludge ash (SSA) in cement-based materials. **Cement and Concrete Research**, 37(8), 1278-1289, 2007.

DAVID, T. K., & Nair, S. K. Flexural Strength of Sewage Sludge Ash (SSA) concrete. In IOP Conference Series: **Materials Science and Engineering** (Vol. 371, No. 1, p. 012010). IOP Publishing, 2018a.

DAVID, T. K., & Nair, S. K. Compressive Strength of Concrete with Sewage Sludge Ash (SSA). In IOP Conference Series: **Materials Science and Engineering** (Vol. 371, No. 1, p. 012009). IOP Publishing, 2018b.

DE FEO, G., Antoniou, G., Fardin, H. F., El-Gohary, F., Zheng, X. Y., Reklaityte, I., ... & Angelakis, A. N. The historical development of sewers worldwide. **Sustainability,** 6(6), 3936-3974, 2014.

DELFINO, Ana Paula Santos. O aproveitamento energético dos Resíduos Sólidos Urbanos: As causas do subaproveitamento do Biogás de aterro sanitário no Brasil. **Novas Edições Acadêmicas,** 2017.

DHIR, R. K., de Brito, J., Lynn, C. J., & Silva, R. V. Sustainable construction materials: municipal incinerated bottom ash. **Woodhead Publishing,** 2017.

DOH, S. I., Aizat, A. M., Chin, S. C., & Jing, G. Q. Mechanical properties of concrete containing microwaved sewage sludge ash as partial cement replacement. In IOP Conference Series: **Earth and Environmental Science** (Vol. 244, No. 1, p. 012027). IOP Publishing, 2019.

DONATELLO, S., Freeman-Pask, A., Tyrer, M., & Cheeseman, C. R. Effect of milling and acid washing on the pozzolanic activity of incinerator sewage sludge ash. **Cement and Concrete Composites**, 32(1), 54-61, 2010.

DONATELLO, S.; Cheeseman, C. R. Recycling and recovery routes for incinerated sewage sludge ash (ISSA): A review. **Waste Management**, v. 33, n. 11, p. 2328–2340, 2013.

DYER, T. D., Halliday, J. E., & Dhir, R. K. Hydration chemistry of sewage sludge ash used as a cement component. **Journal of materials in civil engineering**, 23(5), 648-655, 2011.

ELLOUMI, N., Jerbi, B., Zouari, M., Abdallah, F. B., Ayadi, H., & Kallel, M. Effects of sewage sludge fertilizer on heavy metal accumulation and consequent responses of sunflower (Helianthus annuus). **Environmental Science and Pollution Research**, 23(20), 20168-20177, 2016.

ENVIRONMENTAL PROTECTION DEPARTMENT - EDP. Monitoring of Solid Waste in Hong Kong 2015. **Environmental Protection Department**, HKSAR. 2016a.

ENVIRONMENTAL PROTECTION DEPARTMENT – EDP. Sludge Treatment Facility (STF). Waste – Problem and Solutions. **Environmental Protection Department**, HKSAR. 2016b.

EPA, Environmental Protection Agency | **Urban Waste Water Treatment,** 2018.

EU Waste Incineration Directive (2000/76/EC).

https://ec.europa.eu/eurostat/portal/page/portal/eurostat/ Acessado em 30 de maio de 2020.

EUROSTAT website: http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do Acessado em 30 de maio de 2020.

FACCHINI, F., Ranieri, L., & Vitti, M. A Neural Network Model for Decision-Making with Application in Sewage Sludge Management. **Applied Sciences**, 11(12), 5434, 2021.

FAN, X., Zhu, W., Qian, Y., Wu, S., Shu, S., & Lin, N. (2019). Increasing the Hydraulic Conductivity of Solidified Sewage Sludge for Use as Temporary Landfill Cover. **Advances in Civil Engineering**, 2019.

FARÍAS, R. D., Martínez García, C., Cotes Palomino, T., & Martínez Arellano, M. Effects of wastes from the brewing industry in lightweight aggregates manufactured with clay for green roofs. **Materials**, 10(5), 527, 2017.

FEODOROV, V. Modern technologies of treatment and stabilization for sewage sludge from water treatment plant. **Agriculture and Agricultural Science Procedia**, 10, 417-430, 2016.

FERRANS, L., F., Tamara, A., Müller, A., Hiroshan, H., Christina, D., & Serena, C. Selecting sustainable sewage sludge reuse options through a systematic assessment framework: Methodology and case study in Latin America. **Journal of Cleaner Production**, 242, 118389, 2020.

FHWA-RD-97-148, User Guidelines for Waste and by product Materials in Pavement Construction: Sewage Sludge Ash – **Material Description**, 2012.

FONTES, M. A.; Toledo Filho, R. D.; Barbosa, M. C. Sewage sludge ash (SSA) in high performance concrete: characterization and application. **Revista Ibracon de Estruturas e Materiais,** v.9, n.6, p. 989 – 1006, 2016.

FONTS, I; Gea, G; Azuara, M; Ábrego, J; Arauzo, J. Sewage sludge pyrolysis for liquid production: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 2781-2805, 2012.

FORTELAB - **Fornos Técnicos de Laboratório Ltda**, 2022. Acessado em 07 de janeiro de 2022<https://www.fortelab.com.br/index.php/produtos/fornos-de-pesquisa-e-desenvolvimento-para-laboratorio/fornos-mufla-de-1200-c-a-1800-c/forno-ml-1300>

GALE, a. J. The australasian biosolids partnership and public perceptions. **Water practice and technology,** 2(4), 2007.

GARCÉS, P., Carrión, M. P., García-Alcocel, E., Payá, J., Monzó, J., & Borrachero, M. V. Mechanical and physical properties of cement blended with sewage sludge ash. **Waste management,** 28(12), 2495-2502, 2008.

GHERGHEL, A., Teodosiu, C., e De Gisi, S. A review on wastewater sludge valorisation and its challenges in the context of circular economy**. Journal of cleaner production**, 228, 244-263, 2019.

GHOSH, P., Kumar, M., Kapoor, R., Kumar, S. S., Singh, L., Vijay, V., & Thakur, I. S. Enhanced biogas production from municipal solid waste via co-digestion with sewage sludge and metabolic pathway analysis. **Bioresource technology**, 296, 122275. 2020.

GLAB, Tomasz *et al.* Effects of co-composted maize, sewage sludge, and biochar mixtures on hydrological and physical qualities of sandy soil. **Geoderma**, v. 315, p. 27-35, 2018.

GLOWACKA, A., Rucińska, T., & Kiper, J. The slag original from the process of sewage sludge incineration selected properties characteristic. In E3S Web of Conferences (Vol. 22, p. 00054). **EDP Sciences**, 2017.

GONZÁLEZ Corrochano, B., Alonso Azcárate, J., & Rodas González, M. Heavy metal chemical fractionation and immobilization in lightweight aggregates produced from mining and industrial waste. **International Journal of Environment Science and Technology**, 8(4), 667-676, 2011.

GORAK, P., Postawa, P., Trusilewicz, L. N., & Kalwik, A. Cementitious eco-composites and their physicochemical/mechanical properties in Portland cement-based mortars with a lightweight aggregate manufactured by upcycling waste by-products. **Journal of Cleaner Production**, 289, 125156, 2021a.

GORAK, P., Postawa, P., Trusilewicz, L. N., & Łagosz, A. Lightweight PET based composite aggregates in Portland cement materials-Microstructure and physicochemical performance. **Journal of Building Engineering**, 34, 101882, 2021b.

GOSWAMI, S., Shukla, D. K., & Singh, P. K. Sustainable transformation of sewage sludge ash and waste industrial additive into green cement blend. **Structural Concrete**, 2021.

GRAY, D.H., Penessis, C., Engineering properties of sludge ash. **Journal of Water Pollution Control Federation** 44 (5), 1972.

GRUNHAUSER Soares, E., Castro-Gomes, J., Sitarz, M., Zdeb, T., & Hager, I. The Immobilisation of Heavy Metals from Sewage Sludge Ash in CO2-Cured Mortars. **Sustainability**, 13(22), 12893, 2021.

GU, C., Ji, Y., Zhang, Y., Yang, Y., Liu, J., & Ni, T. Recycling use of sulfate-rich sewage sludge ash (SR-SSA) in cement-based materials: Assessment on the basic properties, volume deformation and microstructure of SR-SSA blended cement pastes. **Journal of Cleaner Production**, 282, 124511, 2021.

GUERRINI, I.A., Croce, C.G.G., Bueno, O. DE C., Jacon, C.P.R.P., Nogueira, T.A.R., Fernandes, D.M., Ganga, A., and Capra, G.F. Composted sewage sludge and steel mill slag as potential amendments for urban soils involved in afforestation programs. **Urban Forestry and Urban Greening**, v.22, p. 93–104, 2017.

GUO, Z., Ma, L., Dai, Q., Yang, J., Ao, R., & Wang, L. Dewatering performance of sewage sludge under pretreatment with modified corn-core powder. **Science of the Total Environment**, 684, 402-412, 2019.

HAMOOD, A., Khatib, J. M., & Williams, C. (2017). The effectiveness of using Raw Sewage Sludge (RSS) as a water replacement in cement mortar mixes containing Unprocessed Fly Ash (u-FA). **Construction and Building Materials**, 147, 27-34, 2017.

HANUM, F., Yuan, L. C., Kamahara, H., Aziz, H. A., Atsuta, Y., Yamada, T., and Daimon, H. 475. "Treatment of Sewage Sludge Using Anaerobic Digestion in Malaysia: Current State 476 and Challenges." **Frontiers in Energy Research**, Frontiers Media S.A., 2019.

HASSOONI, s. a., & Ethaib, s. Evaluation the effect of reuse sewage sludge and sewage sludge ash on concrete for cement replacement. **Journal of Engineering Science and Technology,** 15(5), 3404-3418, 2020.

HE, P., Poon, C. S., Richardson, I. G., & Tsang, D. C. The mechanism of supplementary cementitious materials enhancing the water resistance of magnesium oxychloride cement (MOC): A comparison between pulverized fuel ash and incinerated sewage sludge ash. **Cement and Concrete Composites**, 109, 103562, 2020a.

HE, P., Poon, C. S., & Tsang, D. C. (2020). Water resistance of magnesium oxychloride cement wood board with the incorporation of supplementary cementitious materials. **Construction and Building Materials**, 255, 119145, 2020b.

HE, P., Poon, C. S., & Tsang, D. C. Using incinerated sewage sludge ash to improve the water resistance of magnesium oxychloride cement (MOC). **Construction and Building Materials**, 147, 519-524, 2017.

HU, Shao-Hua; Hu, Shen-Chih; Fu, Yen-Pei. Recycling technology—artificial lightweight aggregates synthesized from sewage sludge and its ash at lowered comelting temperature. **Environmental Progress & Sustainable Energy**, v. 32, n. 3, p. 740-748, 2013.

HU, Shao-Hua; HU, Shen-Chih; FU, Yen-Pei. Resource recycling through artificial lightweight aggregates from sewage sludge and derived ash using boric acid flux to lower co-melting temperature. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 62, n. 2, p. 262-269, 2012.

HUANG, S. C., Chang, F. C., Lo, S. L., Lee, M. Y., Wang, C. F., & Lin, J. D. Production of lightweight aggregates from mining residues, heavy metal sludge, and incinerator fly ash. **Journal of hazardous materials**, 144(1-2), 52-58, 2007.

HUANG, Y. C., Li, K. C., & Chiang, H. H. (2005). Recovering industrial sludge-derived slag as fine aggregate. **Journal of Environmental Science and Health**, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering, 40(1), 193-202, 2005.

HWANG, C. L., Chiang, C. H., Huynh, T. P., Vo, D. H., Jhang, B. J., & Ngo, S. H. Properties of alkali-activated controlled low-strength material produced with waste water treatment sludge, fly ash, and slag. **Construction and Building Materials**, 135, 459-471, 2017.

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Plano Nacional de Saneamento**. 2010

ING, D. S., Azed, M. A., & Chin, S. C. A comparative study on different burning method of sewage sludge ash in mortar brick with eggshell powder as additive. In AIP **Conference Proceedings** (Vol. 1903, No. 1, p. 020019). AIP Publishing LLC, 2017.

ISAIA, Geraldo Cechella et al (Ed.). Materiais de Construção Civil e Princípios de Ciência e Engenharia de Materiais. 2. ed. São Paulo: **Ibracon**, 1774 p, 2010.

ISTUQUE, D., Soriano, L., Borrachero, M., Payá, J., Akasaki, J., Melges, J., & Tashima, M. Evaluation of the long-term compressive strength development of the sewage sludge ash/metakaolin-based geopolymer. **Materiales De Construcción**, 71(343), e254, 2021a.

ISTUQUE, D. B., Reig, L., Soriano, L., Borrachero, M. V., Pinheiro Melges, J. L., Akasaki, J. L., and Tashima, M. M. Evaluation of the Pozzolanic Activity of Uncontrolled-Combusted Sewage Sludge Ash. **Journal of Materials in Civil Engineering**, 33(6), 04021128, 2021b.

ISTUQUE, D. B., Soriano, L., Akasaki, J. L., Melges, J. L. P., Borrachero, M. V., Monzó, J., ... and Tashima, M. M. Effect of sewage sludge ash on mechanical and microstructural properties of geopolymers based on metakaolin. **Construction and Building Materials**, 203, 95-103, 2019.

JIAN, X., Zhuang, X., Li, B., Xu, X., Wei, Z., Song, Y., & Jiang, E. Comparison of characterization and adsorption of biochars produced from hydrothermal carbonization and pyrolysis. **Environmental Technology & Innovation**, 10, 27-35. 2018.

JIANLI, M., Youcai, Z., Jinmei, W., & Li, W. Effect of magnesium oxychloride cement on stabilization/solidification of sewage sludge. **Construction and Building Materials**, 24(1), 79-83, 2010.

JIANU, N. R., Moga, I. C., Pricop, F., & Chivoiu, A. Wastewater sludge used as material for bricks fabrication. In IOP Conference Series: Materials Science and Engineering (Vol. 374, No. 1, p. 012061). **IOP Publishing**, 2018.

JONES, R., McCarthy, M., & Newlands, M. Fly ash route to low embodied CO2 and implications for concrete construction. In World of Coal Ash (WOCA) **Conference** (pp. 1-14), 2011.

JOOSTEN V., Alternate Daily Cover for Municipal Solid Waste Landfills, **Waste and Materials Management Bureau**, Madison, WI, USA, 2014.

JSWA, Japan Sewage Works Association. **Management of Wastewater in Japan**, 2017.

KACPRZAK, M. J., e Kupich, I. The specificities of the circular economy (CE) in the municipal wastewater and sewage sludge sector—local circumstances in Poland. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 1-17, 2021.

KACPRZAK, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., ... & Singh, B. R. Sewage sludge disposal strategies for sustainable development. **Environmental research,** 156, 39-46, 2017.

KALAVROUZIOTIS, I. K.; Koukoulakis, P. H.; Drakatos, P. A. Water and wastewater management in antiquity in the context of an ethically oriented environmental protection. **International Journal of Global Environmental Issues**, v. 14, n. 3–4, p. 226–237, 2015.

KAPPEL, A., Ottosen, L. M., & Kirkelund, G. M. Colour, compressive strength and workability of mortars with an iron rich sewage sludge ash. **Construction and Building Materials**, 157, 1199-1205, 2017.

KAPPEL, A., Viader, R. P., Kowalski, K. P., Kirkelund, G. M., & Ottosen, L. M. Utilisation of electrodialytically treated sewage sludge ash in mortar. **Waste and Biomass Valorization**, 9(12), 2503-2515, 2018.

KARIM, A. A., Kumar, M., Singh, E., Kumar, A., Kumar, S., Ray, A., & Dhal, N. K. Enrichment of primary macronutrients in biochar for **sustainable agriculture: A review. Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, 2021.

KASAW, E., Adane, Z., Gebino, G., Assefa, N., Kechi, A., & Alemu, K. Incineration of Textile Sludge for Partial Replacement of Cement in Concrete Production: A Case of Ethiopian Textile Industries. **Advances in Materials Science and Engineering**, 2021.

KATSIOTI, M., Katsiotis, N., Rouni, G., Bakirtzis, D., & Loizidou, M. The effect of bentonite/cement mortar for the stabilization/solidification of sewage sludge containing heavy metals. **Cement and Concrete Composites**, 30(10), 1013-1019, 2008.

KELESSIDIS, Alexandros; Stasinakis, Athanasios S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste management**, v. 32, n. 6, p. 1186-1195, 2012.

KEPKA W, Antonkiewicz J, Gambus F, Witkowicz R. The effect of municipal sewage sludge on the content, use and mass ratios of some elements in spring barley biomass. **Soil Sci Ann** 68(2):99– 105. 2017.

KHANBILVARDI, R.; Afshari, Shahriar. Sludge ash as fine aggregate for concrete mix. **Journal of environmental engineering**, v. 121, n. 9, p. 633-638, 1995.

KHAWAL, P., & Sangwai, G. Sewage Sludge Ash as a Partial Replacement of Cement in Concrete. In **Techno-Societal** 2018 (pp. 543-550). Springer, Cham, 2020.

KICINSKA, A., Gucwa, J., & Kosa-Burda, B. Evaluating potential for using municipal sewage sludge in the rehabilitation of ground degraded by the sodium processing industry. **Bulletin of environmental contamination and toxicology,** 102(3), 399-406. 2019.

KIKUCHI, Ryunosuke. Recycling of municipal solid waste for cement production: pilot-scale test for transforming incineration ash of solid waste into cement clinker. **Resources, Conservation and Recycling,** v. 31, n. 2, p. 137-147, 2001.

KIM, K. D., & Kang, S. G. Impact sound reduction analysis of concrete slab containing artificial lightweight aggregates fabricated using a sewage sludge. In Materials science forum (Vol. 544, pp. 581-584). **Trans Tech Publications** Ltd, 2007.

KIM, Seohyung. Epidemic Cholera and American reform movements in the 19th century. **Korean Journal of Medical History**, v. 24, n. 3, p. 783-814, 2015.

KIRTHIKA, S. K., M. Surya, and S. K. Singh. "Effect of clay in alternative fine aggregates on performance of concrete." **Construction and Building Materials**, 2019.

KISELEV, Andrey, Elena Magaril, Romen Magaril, Deborah Panepinto, Marco Ravina, and Maria Chiara Zanetti. "Towards circular economy: Evaluation of sewage sludge biogas solutions." **Resources** 8, no. 2:91. 2019.

KLEDYNSKI, Z.; Falacinski, P.; Machowska, A.; Szarek, Ł.; Krysiak, Ł. Hardening Slurries with FluidizedBed Combustion By-Products and Their Potential Significance in Terms of Circular Economy. **Materials** 2021, 14, 2104.

KOBAYASHI, K.; Koyanagi, W. 17-Year-Long Sewage Sludge Ash Concrete Exposure Test. **Infrastructures**, 6, 74, 2021.

KOMINKO, H., Gorazda, K., Wzorek, Z. The possility of Organo-Mineral fertilizer production from sewage sludge. **Waste and Biomass Valorization**. v. 1, n. 1, p. 1 – 11, 2017.

KORVING, Leon; Van Loosdrecht, Mark; Wilfert, Philipp. Effect of iron on phosphate recovery from sewage sludge. In: **Phosphorus recovery and recycling**. Springer, Singapore, p. 303-326. 2019.

KOSIOR-KAZBERUK, M. Application of SSA as partial replacement of aggregate in concrete. **Polish Journal of Environmental Studies**, 20(2), 365-370, 2011.

KREJCIRIKOVA, B., Kolarik, J., & Wargocki, P. The effects of cement-based and cement-ash-based mortar slabs on indoor air quality. Building and Environment, 135, 213-223, 2018.

KREJCIRIKOVA, B., Rode, C., & Peuhkuri, R. Determination of hygrothermal properties of cementitious mortar: The effect of partial replacement of cement by incinerated sewage sludge ash. **Journal of Building Physics**, 42(6), 771-787, 2019a.

KREJCIRIKOVA, B., Ottosen, L. M., Kirkelund, G. M., Rode, C., & Peuhkuri, R. Characterization of sewage sludge ash and its effect on moisture physics of mortar. **Journal of Building Engineering,** 21, 396-403. 2019b.

KROL, A. N. N. A. Durability of stabilised galvanic sewage sludge against the impact of sea water and sulfate solutions. **Environment Protection Engineering**, v. 38, n. 4, p. 29-40, 2012.

LATOSINSKA, J.; Zygadlo, M.; ˙ Czapik, P. The Influence of Sewage Sludge Content and Sintering Temperature on Selected Properties of Lightweight Expanded Clay Aggregate. **Materials**, 14, 3363, 2021.

LATURNUS F, Gron C. Organic contaminants from sewage sludge applied to agricultural soils. False alarm regarding possible problems for food safety? **Environ Sci Pollut Res Int 14(Suppl 1):53–60, 2007.**

LAU, P. C., Teo, D. C. L., & Mannan, M. A. Characteristics of lightweight aggregate produced from lime-treated sewage sludge and palm oil fuel ash. **Construction and Building Materials**, 152, 558-567, 2017.

LAU, P. C., Teo, D. C. L., & Mannan, M. A. Mechanical, durability and microstructure properties of lightweight concrete using aggregate made from lime-treated sewage sludge and palm oil fuel ash. **Construction and Building Materials**, 176, 24-34, 2018.

LEBLANC, R. J., Matthews, P., e Richard, R. P. (Eds.). Global atlas of excreta, wastewater sludge, and biosolids management: moving forward the sustainable and welcome uses of a global resource. **Un-habitat.** 2009.

LEE, J., Sohn, D., Lee, K., & Park, K. Y. Solid fuel production through hydrothermal carbonization of sewage sludge and microalgae Chlorella sp. from wastewater treatment plant. **Chemosphere**, 230, 157-163, 2019.

LI, C., Zhang, X., Zhang, B., Tan, Y., & Li, F. Reuse of Sintered Sludge from Municipal Sewage Treatment Plants for the Production of Lightweight Aggregate Building Mortar. **Crystals**, 11(8), 2021.

LI, J. S., Guo, M. Z., Xue, Q., & Poon, C. S. Recycling of incinerated sewage sludge ash and cathode ray tube funnel glass in cement mortars. **Journal of cleaner production**, 152, 142-149, 2017a.

LI, H.; Jin, C.; Zhang, Z.; O'Hara, I.; Mundree, S. Environmental and economic life cycle assessment of energy recovery from sewage sludge through different anaerobic digestion pathways. **Energy** 2017, 126, 649–657, 2017b.

LI, J., Li, B., Huang, H., Zhao, N., Zhang, M., & Cao, L. Investigation into lanthanum-coated biochar obtained from urban dewatered sewage sludge for enhanced phosphate adsorption. **Science of the Total Environment**, 714, 136839, 2020.

LI, Y. H., Chang, F. M., Huang, B., Song, Y. P., Zhao, H. Y., & Wang, K. J. Activated carbon preparation from pyrolysis char of sewage sludge and its adsorption performance for organic compounds in sewage. **Fuel**, 266, 117053, 2020.

LIANG, S., Yang, L., Chen, H., Yu, W., Tao, S., Yuan, S., ... & Yang, J. Phosphorus recovery from incinerated sewage sludge ash (ISSA) and reutilization of residues for sludge pretreated by different conditioners. **Resources, Conservation and Recycling**, 169, 105524, 2021.

LIANG, Y., Xu, D., Feng, P., Hao, B., Guo, Y., & Wang, S. (2021). Municipal sewage sludge incineration and its air pollution control. **Journal of Cleaner Production**, 295, 126456.

LIN, D. F., Lin, K. L., Chang, W. C., Luo, H. L., & Cai, M. Q. Improvements of nano-SiO_2 on sludge/fly ash mortar. **Waste management**, 28(6), 1081-1087, 2008.

LIN, Deng-Fong, and Min-Chin Tsai. "The effects of nanomaterials on microstructures of sludge ash cement paste." **Journal of the Air & Waste Management Association** 56.8, 1146-1154, 2006.

LIN, Deng-Fong; Weng, Chih-Huang. Use of sewage sludge ash as brick material. **Journal of environmental engineering**, v. 127, n. 10, p. 922-927, 2001.

LIN, K. L., Chang, W. C., Lin, D. F., Luo, H. L., & Tsai, M. C. Effects of nano-SiO2 and different ash particle sizes on sludge ash–cement mortar. **Journal of environmental management**, 88(4), 708-714, 2008.

LIN, K. L., Chiang, K. Y., & Lin, C. Y. Hydration characteristics of waste sludge ash that is reused in eco-cement clinkers. **Cement and Concrete Research**, 35(6), 1074-1081, 2005.

LIN, K. L., Lin, D. F., & Luo, H. L. Influence of phosphate of the waste sludge on the hydration characteristics of eco-cement. **Journal of Hazardous Materials**, 168(2-3), 1105-1110. 2009.

LIN, Kae-Long, Kung-Yuh Chiang, and Deng-Fong Lin. "Effect of heating temperature on the sintering characteristics of sewage sludge ash." **Journal of hazardous materials** 128.2-3: 175-181, 2006.

LIN, Kae-Long. Mineralogy and Microstructures of Sintered Sewage Sludge Ash as Lightweight Aggregates. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 12, n. 3, p. 425-429, 2006.

LIN, Kae-Long; LIN, Chung-Yi. Hydration properties of eco-cement pastes from waste sludge ash clinkers. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 54, n. 12, p. 1534-1542, 2004.

LIN, Y., Zhou, S., Li, F., & Lin, Y. Utilization of municipal sewage sludge as additives for the production of eco-cement. **Journal of hazardous materials**, 213, 457-465, 2012.

LIU, J., Ba, M., He, Z., & Li, Y. Microstructure and performance of sludge-ceramisite concrete. **Construction and Building Materials**, 39, 82-88. 2013.

LIU, M., Zhao, Y., & Yu, Z. Effects of sewage sludge ash produced at different calcining temperatures on pore structure and durability of cement mortars. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, 23(2), 755-763, 2021.

LIU, M., Zhao, Y., Xiao, Y., & Yu, Z. Performance of cement pastes containing sewage sludge ash at elevated temperatures. **Construction and Building Materials**, 211, 785-795, 2019.

LOFRANO, G.; Brown, J. Wastewater management through the ages: A history of mankind. **Science of the Total Environment**, v. 408, n. 22, p. 5254–5264, 2010.

LU, J. X., Zhou, Y., He, P., Wang, S., Shen, P., & Poon, C. S. Sustainable reuse of waste glass and incinerated sewage sludge ash in insulating building products: Functional and durability assessment. **Journal of Cleaner Production**, 236, 117635, 2019.

LU, L. L., Ouyang, D., Wen, X. L., & Liang, G. C. Recycling MSTP Sludge as an Admixture in Concrete. In **Advanced Materials Research** (Vol. 785, pp. 308-316). Trans Tech Publications Ltd, 2013.

LUO, H. L., & Lin, D. F. Study the surface color of sewage sludge mortar at high temperature. **Construction and Building Materials**, 21(1), 90-97, 2007.

LUO, H. L., Chang, W. C., & Lin, D. F. The effects of different types of nano-silicon dioxide additives on the properties of sludge ash mortar. **Journal of the Air & Waste Management Association,** 59(4), 440-446, 2009.

LUO, H. L., Hsiao, D. H., Lin, D. F. and Lin, C. K. Cohesive Soil Stabilized Using Sewage Sludge Ash/Cement and Nano Aluminum Oxide. **International Journal of Transportation Science and Technology**. 1(1): 83-100, 2012.

LUO, H. L., Lin, D. F., Shieh, S. I., & You, Y. F. Micro-observations of different types of nano-Al2O3 on the hydration of cement paste with sludge ash replacement. **Environmental technology,** 36(23), 2967-2976. 2014.

LUO, H. L.; Lin, D. F.; Kuo, W. T. The effects of nano-materials on the behaviors of sludge mortar specimens. **Water Science and Technology**, v. 50, n. 9, p. 57-65, 2004.

LYNN, C. J., Dhir, R. K., & Ghataora, G. S. Environmental impacts of sewage sludge ash in construction: leaching assessment. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 136, p. 306-314, 2018.

LYNN, C. J., Dhir, R. K., & Ghataora, G. S. Use of incinerated ash as a cement component in concrete: compressive strength modelling. **Magazine of Concrete Research**, 71(12), 624-636, 2019.

LYNN, C.J., Dhir, R.K., Ghataora, G.S. and West, R.P. Sewage sludge ash characteristics and potential for use in concrete. **Constr. Build. Mater**. 98, 767–779. 2015.

MA, P., e Rosen, C. Land application of sewage sludge incinerator ash for phosphorus recovery: A review. **Chemosphere**, 129609, 2021.

MAHDIKHANI, M., & Khanban, M. Utilization of industrial waste residue containing heavy metals as a substitute for fine aggregates. **Construction and Building Materials**, 221, 772-786, 2019.

MARAGKAKI, A. E., Fountoulakis, M., Kyriakou, A., Lasaridi, K., & Manios, T. Boosting biogas production from sewage sludge by adding small amount of agro-industrial by-products and food waste residues. **Waste Management**, 71, 605-611, 2018.

MARQUES, M. O., Melo, W. D., & Marques, T. A. Metais pesados e o uso de biossólidos na agricultura, Biossólidos na agricultura, **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Cap. 12, p. 365- 403, 2002.

MARTINS, C. M. Determinação das espécies de cromo nas cinzas da incineração de couro wet-blue em reatores de leito fixo e leito fluidizado, **Dissertação**, 2001.

MATTHEWS, J. Searching the **SCImago Journal Ranking** Database, 2016.

MEHTA, P. K., e Monteiro, P. J. M. Concreto. Microestrutura, propriedades e materiais, 3 edição, **Ibracon**, 2008.

MEJDI, M., Saillio, M., Chaussadent, T., Divet, L., & Tagnit-Hamou, A. Hydration mechanisms of sewage sludge ashes used as cement replacement. **Cement and Concrete Research,** 135, 106115, 2020.

MERINO, I., Arévalo, L. F., & Romero, F. Characterization and possible uses of ashes from wastewater treatment plants. **Waste management**, 25(10), 1046-1054, 2005.

METCALF & Eddy, Burton, F. L., Stensel, H. D., & Tchobanoglous, G. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. McGraw Hill, 2002.

MHURD - Ministry of Housing and Urban- Rural Development of the People'S **Republic of China Statistical Yearbook, 2017.**

MININNI, G., Zuccarello, R. D. B., Lotito, V., Spinosa, L., e Di Pinto, A. C. A design model of sewage sludge incineration plants with energy recovery. **Water science and technology,** 36(11), 211-218, 1997.

MIRMASOUMI, S.; Ebrahimi, S.; Saray, R.K. Enhancement of biogas production from sewage sludge in a wastewater treatment plant: Evaluation of pretreatment techniques and co-digestion under mesophilic and thermophilic conditions. **Energy**, 157, 707–717. 2018.

MLRT - **Ministry of Land and Road Traffic of Japan Statistics**, 2017.

MOHAJERANI, A., Ukwatta, A., Jeffrey-Bailey, T., Swaney, M., Ahmed, M., Rodwell, G., ... & Setunge, S. A proposal for recycling the world's unused stockpiles of treated wastewater sludge (biosolids) in fired-clay bricks. **Buildings**, 9(1), 14, 2019.

MOJAPELO, K. S., Kupolati, W. K., Ndambuki, J. M., Sadiku, E. R., & Ibrahim, I. D. Utilization of wastewater sludge for lightweight concrete and the use of wastewater as curing medium. **Case Studies in Construction Materials**, 15, e00667, 2021.

MONZÓ, J., Paya, J., Borrachero, M. V., & Córcoles, A. Use of sewage sludge ash (SSA)-cement admixtures in mortars. **Cement and Concrete Research**, 26(9), 1389-1398, 1996.

MONZÓ, J., Payá, J., Borrachero, M. V., & Girbés, I. Reuse of sewage sludge ashes (SSA) in cement mixtures: the effect of SSA on the workability of cement mortars. **Waste Management**, 23(4), 373-381, 2003.

MONZÓ, J., Payá, J., Borrachero, M. V., & Peris-Mora, E. Mechanical behavior of mortars containing sewage sludge ash (SSA) and Portland cements with different tricalcium aluminate content. **Cement and Concrete Research**, 29(1), 87-94, 1999.

MOZO-MORENO, W. R., Gómez, A., Biosolids and Biosolid Ashes as Input for Producing Brick-like Construction Materials, **Tecciencia**, Vol. 12 No. 21, 45-51, 2016

MULCHANDANI, A., e Westerhoff, P. Recovery opportunities for metals and energy from sewage sludges. **Bioresource technology**, 215, 215-226, 2016.

MULDER, Karel. Future options for sewage and drainage systems three scenarios for transitions and continuity. **Sustainability**, v. 11, n. 5, p. 1383, 2019.

MUN, K. J. Development and tests of lightweight aggregate using sewage sludge for nonstructural concrete. **Construction and Building Materials**, 21(7), 1583-1588, 2007.

MUWASHEE, R. S. The sustainability of cement mortar with raw sewage sludge and rice husk ash. **Civil Engineering Journal**, 6(1), 98-113, 2020.

NAAMANE, S., Rais, Z., & Taleb, M. The effectiveness of the incineration of sewage sludge on the evolution of physicochemical and mechanical properties of Portland cement. **Construction and Building Materials**, 112, 783-789, 2019.

NAKIC, D., Vouk, D., Donatello, S., & Anic Vucinic, A. Environmental impact of sewage sludge ash assessed through leaching. **Engineering Review,** 37(2), 222-234, 2017.

NAKIC, D., Vouk, D., Serdar, M., & Cheeseman, C. R. Use of MID-MIX® treated sewage sludge in cement mortars and concrete. **European Journal of Environmental and Civil Engineering**, 24(10), 1483-1498, 2020.

NAKIC, D., Vouk, D., Stirmer, N., & Serdar, M. Management of sewage sludge–new possibilities involving partial cement replacement. **Gradevinar,** 70(04.), 277-286, 2018.

NAKIC, Domagoj. Environmental evaluation of concrete with sewage sludge ash based on LCA. **Sustainable Production and Consumption**, v. 16, p. 193-201, 2018.

NBS - China Statistical Yearbook. **National Bureau of Statistics of the People's Republic of China,** Beijing, China, 2019.

NSBPEU - National Survey of Biosolids Production and End Use (2016). **Biosolids production in Australia**, 2016.

OECD. **Organisation for economic co-operation and development**, 2018.

OHBUCHI, A., Sakamoto, J., Kitano, M., & Nakamura, T. X-ray fluorescence analysis of sludge ash from sewage disposal plant. X-Ray Spectrometry: An **International Journal**, 37(5), 544-550, 2008.

OKUNO, Nagaharu; Takahashi, Shiro. Full scale application of manufacturing bricks from sewage. **Water science and technology**, v. 36, n. 11, p. 243-250, 1997.

OLIVA, M., Vargas, F., & Lopez, M. 2019. Designing the incineration process for improving the cementitious performance of sewage sludge ash in Portland and blended cement systems. **Journal of cleaner production**, 223, 1029-1041, 2019.

OTTOSEN, L. M., Bertelsen, I. M., Jensen, P. E., & Kirkelund, G. M. Sewage sludge ash as resource for phosphorous and material for clay brick manufacturing. **Construction and Building Materials**, 249, 118684, 2020.

OUYANG, D., Lu, L. L., & Wen, X. Experimental study on cementitious reactivity of MSTP sludge incineration ash. In Advanced Materials Research (Vol. 838, pp. 175-182). **Trans Tech Publications Ltd,** 2014.

PAN, S. C., Tseng, D. H., Lee, C. C., & Lee, C. Influence of the fineness of sewage sludge ash on the mortar properties. **Cement and Concrete Research**, 33(11), 1749-1754., 2003.

PAVLÍK, Z., Pavlíková, M., Záleská, M., Łagód, G., Suchorab, Z., & Guz, Life cycle assessment of the use of sewage sludge as Portland cement replacement. In: IOP Conference Series: **Materials Science and Engineering**. IOP Publishing, p. 012038, 2019.

PAVSIC, P., Mladenovic, A., Mauko, A., Kramar, S., Dolenec, M., Vončina, E., ... & Bukovec, P. Sewage sludge/biomass ash based products for sustainable construction. **Journal of Cleaner Production,** 67, 117-124, 2014.

PAYÁ, J., Monzó, J., Borrachero, M. V., & Soriano, L. Sewage sludge ash. In New Trends in Eco-efficient and Recycled Concrete (pp. 121-152). **Woodhead Publishing**, 2019.

PAYÁ, J., Monzó, J., Borrachero, M. V., Amahjour, F., Girbés, I., Velázquez, S., & Ordóñez, L. M. Advantages in the use of fly ashes in cements containing pozzolanic combustion residues: silica fume, sewage sludge ash, spent fluidized bed catalyst and rice husk ash. **Journal of**

Chemical Technology & Biotechnology: International Research in Process, Environmental & Clean Technology, 77(3), 331-335, 2002.

PECCIA, J., Westerhoff, P. We Should Expect More out of Our Sewage Sludge. Environ. **Sci. Technol.** 49, 8271–8276, 2015.

PÉREZ-CARRIÓN, M.; Baeza-Brotons, F.; Payá, J.; Saval, J.M.; Zornoza, E.; Borrachero, M.V.; Garcés, P. Potential use of sewage sludge ash (SSA) as a cement replacement in precast concrete blocks. **Mater. Construcc**. 64 [313], 2014.

PIASTA, W., & Lukawska, M. The effect of sewage sludge ash on properties of cement composites. **Procedia engineering**, 161, 1018-1024, 2016.

PINARLI V. & Gülgün Kaymal, An innovative sludge disposal option-reuse of sludge ash by incorporation in construction materials, **Environmental Technology**, 15:9, 843-852, 1994.

PINARLI V. & N. Kenan Emre. Constructive sludge management - reutilization of municipal sewage sludge in Portland cement mortars, **Environmental Technology**, 15:9, 833-841, 1994.

PRITCHARD, D.L., Penney, N., McLaughlin, M.J., Rigby, H., Schwarz, K. Land application of sewage sludge (biosolids) in Australia: Risks to the environment and food crops. **Water Sci. Technol.** 62, 48–57, 2010.

PRZEWROCKI, P., Kulczycka, J., Wzorek, Z., Kowalski, Z., Gorazda, K., e Jodko, M. Risk analysis of sewage sludge-Poland and EU comparative approach. **Polish Journal of Environmental Studies,** 13(2), 237-244, 2004.

RABIE, G. M., Abd El-Halim, H., & Rozaik, E. H. Influence of using dry and wet wastewater sludge in concrete mix on its physical and mechanical properties. **Ain Shams Engineering Journal,** 10(4), 705-712, 2019.

RAJCZYK, R. Bien, J. Palka, H. Pogodzinski, A. & Smorąg, H. Co-combustion of municipal sewage sludge and hard coal on fluidized bed boiler WF-6, **Archives of Environmental Protection**, 40(3), pp. 101–113, 2014.

RAMOS, I. R. A. Aplicação de Membranas Dinâmicas ao Tratamento de Efluentes da Indústria Têxtil. **Dissertação** (Mestrado em Tecnologia do Ambiente). Departamento de Engenharia Têxtil, Universidade do Minho, Portugal, 2002.

REBOLLEDO-LOZANO, G. A., & Restrepo-Tarquino, I. Potential reuse of industrial sludge in the production of ceramic floor mortar. **Ingeniería y competitividad**, 22(1), 2020.

REGITANO, J. B., Rodrigues, M. M., Martins, G. L., Osti, J. F., Viana, D. G., Souza, A. J. D. Sewage Sludge Management for Environmental Sustainability: An Introduction. In Sustainable Management and Utilization of Sewage Sludge (pp. 1-28). **Springer**, Cham. 2022.

REGITANO, J.B., Rodrigues, M.M., Oliveira, F.C. Reciclagem de lodo de esgoto na agricultura: de resíduo à produto. Breve histórico dos aspectos legais e convite à reflexão. **Saneamento Ambiental**, 2017.

REGKOUZAS, Panagiotis; Diamadopoulos, Evan. Adsorption of selected organic micropollutants on sewage sludge biochar. **Chemosphere**, v. 224, p. 840-851, 2019.

REN, J., Liang, H., Dong, L., Gao, Z., He, C., Pan, M., & Sun, L. Sustainable development of sewage sludge-to-energy in China: Barriers identification and technologies prioritization. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 67, 384-396, 2017.

REN, J., Liang, H., e Chan, F. T. Urban sewage sludge, sustainability, and transition for Eco-City: Multi-criteria sustainability assessment of technologies based on best-worst method. **Technological Forecasting and Social Change**, 116, 29-39, 2017.

REYNOLDS, R. Cleanliness and Godliness; **Doubleday and Company**, Inc.: New York, NY, USA, 1946.

ROVENA, L. A., Lavinia, B., Coronado, M., Claudia, P., & Lacatusu, R. Assessment of Soil Quality Under Different Agricultural Systems. **International Journal of Chemistry and Chemical Engineering Systems**, 2017.

RUCIŃSKA, T. Use of Sustainable Fine-Grain Aggregates in Cement Composites. **Journal of Ecological Engineering,** 20(10), 2019.

RUCINSKA, T., Glowacka, A., & Sidelko, R. The Influence of Incinerated Sewage Sludge as an Aggregate on the Selected Properties of Cement Mortars. **Materials**, 14(19), 5846., 2021.

RUTKOWSKA, G., Zoltowski, M., & Liss, M. The Use of Modal Analysis in Addition Percentage Differentiation, and Mechanical Properties of Ordinary Concretes with the Addition of Fly Ash from Sewage Sludge. Materials, 14(17), 5039, 2021a.

RUTKOWSKA, G., Chalecki, M., & Żółtowski, M. Fly ash from thermal conversion of sludge as a cement substitute in concrete manufacturing. Sustainability, 13(8), 4182, 2021b.

RUTKOWSKA, G., Ogrodnik, P., Fronczyk, J., & Bilgin, A. Temperature Influence on Ordinary Concrete Modified with Fly Ashes from Thermally Conversed Municipal Sewage Sludge Strength Parameters. Materials, 13(22), 5259, 2020b.

RUTKOWSKA, G., Wichowski, P., Franus, M., Mendryk, M., & Fronczyk, J. Modification of ordinary concrete using fly ash from combustion of municipal sewage sludge. Materials, 13(2), 487, 2020a.

RUTKOWSKA, G., Wichowski, P., Fronczyk, J., Franus, M., & Chalecki, M. Use of fly ashes from municipal sewage sludge combustion in production of ash concretes. Construction and Building Materials, 188, 874-883. 2018.

RUTKOWSKA, G., Wichowski, P., Świgoń, K., & Sobieski, P. 2017. Properties of concrete with fly ash addition from sewage sludge thermal treatment. Cement Wapno Beton, 84, 113-119, 2017.

PETROVICK, Gustavo & Petrovick, Pedro & Bassani, Valquiria. Granulação e revestimento em leito fluidizado. Caderno de Farmácia. 22. 107-118. 2006.

SABRI, N. H., Muhammad, A., Rahim, N. A., Roslan, A., & Talip, A. A. Feasibility study on co-pyrolyzation of microplastic extraction in conventional sewage sludge for the cementitious application. **Materials Today: Proceedings.** 2021.

SALIHOGLU, G., & Mardani-Aghabaglou, A. Characterization of sewage sludge incineration ashes from multi-cyclones and baghouse dust filters as possible cement substitutes. **Environmental Science and Pollution Research**, 28(1), 645-663, 2020.

SAMOLADA, M.C., Zabaniotou, A.A., Comparative assessment of municipal sewage sludge incineration, gasification and pyrolysis for a sustainable sludge-to-energy management in Greece. **Waste Manage**. 34, 411-420. 2014.

SASAOKA, N., Yokoi, K., & Yamanaka, T. (2006). Basic study of concrete made using ash derived from the incinerating sewage sludge. **International Journal of Modern Physics B**, 20(25n27), 3716-3721.

SCHNELL, M., Horst, T., e Quicker, P. Thermal treatment of sewage sludge in Germany: A review. **Journal of environmental management**, 2020.

SEEGER, H. The history of German waste water treatment. **European Water Management**, 2, 51-56, 1999.

SHADDEL, S., Bakhtiary-Davijany, H., Kabbe, C., Dadgar, F., & Osterhus, S. W. Sustainable sewage sludge management: From current practices to emerging nutrient recovery technologies. **Sustainability**, 11(12), 2019.

SHAFII, Mohd Amin; Ling, Eunice Chia Mei; Shaffie, Ekarizan. The use of sewage sludge and its ash in construction and agriculture industry: A review. **Jurnal Teknologi**, v. 81, n. 5, 2019.

SHAO, J.A., Lee, D.H., Yan, R., Liu, M., Wang, X.L., Liang, D.T., White, T.J., Chen, H.P. Agglomeration characteristics of sludge combustion in a bench-scale fluidized bed combustor. **Energ. Fuel**. 21, 2–8, 2007.

SIGVARDSEN, N. M., & Ottosen, L. M. The necessity of recovering soluble phosphorus from sewage sludge ashes before use in concrete based on concrete setting and workability. Waste Management and The Environment VIII Edited By: CA Brebbia, **Wesex Institute of Technology**, UK, 37-48, 2016.

SILVA, A. F., Martildes, J. A. L., Cezário, J. A., Silva, T. J. R. D. D., Nascimento, M. B. D., Medeiros, J. L. D. S., & Paiva, W. D. Técnicas utilizadas para o tratamento do lixiviado gerado por aterros sanitários. **Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, 7(17), 1231-1239, 2020.

SMITH, P. G. Thermal Treatment and Ultimate Disposal of Sewage Sludge in Japan. **Water and Environment Journal,** v. 6, n. 2, p. 653–658, 1992.

SMOL, M., Kulczycka, J., Henclik, A., Gorazda, K., & Wzorek, Z. The possible use of sewage sludge ash (SSA) in the construction industry as a way towards a circular economy. **Journal of Cleaner Production**, 95, 45–54, 2015.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - **24º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos,** 2018.

SOARES, M. R. Coeficiente de distribuição (kd) de metais pesados em solos do estado de São Paulo. 202p. Tese (**Doutorado**) - Universidade de São Paulo. São Paulo: 2004.

SOUZA, M. M., Anjos, M. A., Sá, M. V., & Souza, N. S. Developing and classifying lightweight aggregates from sewage sludge and rice husk ash. **Case Studies in Construction Materials**, 12, e00340, 2020.

SPINOSA, L., Wastewater sludge: a global overview of the current status and future prospects. In: Water Intelligence Online. **IWA Publishing**, London, 2011.

SUCHORAB, Z., Barnat-Hunek, D., Franus, M., & Łagód, G. Mechanical and physical properties of hydrophobized lightweight aggregate concrete with sewage sludge. **Materials,** 9(5), 317, 2016.

SUCHORAB, Z., Barnat-Hunek, D., Franus, M., Lagod, G., & Pavlík, Z. The possibility of utilization of sewage sludge as a filler in production of the lightweight aggregate concrete. **Ecological Chemistry and Engineering**, 26(3), 559-570. 2019.

SWIERCZEK, L., Cieslik, B. M., & Konieczka, P. Challenges and opportunities related to the use of sewage sludge ash in cement-based building materials–A review. **Journal of Cleaner Production,** 287, 125054, 2021.

SWIERCZEK, L., Cieslik, B. M., & Konieczka, P. The potential of raw sewage sludge in construction industry–a review. **Journal of cleaner production**, 200, 342-356, 2018.

SZAREK, L., & Krysiak, L. Environmental aspect of using ash from thermal treatment of municipal sewage sludge in hardening slurries. **Environment Protection Engineering**, 46(4), 2020.

SZAREK, L., & Wojtkowska, M. Properties of fly ash from thermal treatment of municipal sewage sludge in terms of EN 450-1. **Archives of Environmental Protection**, 44(1), 2018.

TANG, X., & Nordfors, I. Pozzolanic Activity of Municipal Sewage Sludge Ash and Its Potential Use for Soft Soil Stabilization. In Geo-Congress 2020: **Foundations, Soil Improvement, and Erosion** (pp. 649-654). Reston, VA: American Society of Civil Engineers, 2020a.

TANG, P., Xuan, D., Li, J., Cheng, H. W., Poon, C. S., & Tsang, D. C. Investigation of cold bonded lightweight aggregates produced with incineration sewage sludge ash (ISSA) and cementitious waste. **Journal of Cleaner Production**, 251, 119709, 2020b.

TANTAWY, M. A., El-Roudi, A. M., Abdalla, E. M., & Abdelzaher, M. A. Evaluation of the pozzolanic activity of sewage sludge ash. **International Scholarly Research Notices**, 2012.

TASHIMA, M. M., Reig, L., Santini, M. A., Moraes, J. B., Akasaki, J. L., Payá, J., ... e Soriano, L. Compressive strength and microstructure of alkali-activated blast furnace slag/sewage sludge ash (GGBS/SSA) blends cured at room temperature. **Waste and Biomass Valorization**, 8(5), 1441-1451, 2017.

TAY, Joo-Hwa. Sludge ash as filler for Portland cement concrete. **Journal of Environmental Engineering**, v. 113, n. 2, p. 345-351, 1987.

TAY, Joo-Hwa; Show, Kuan-Yeow. Innovative civil engineering material from sewage sludge: biocement and its use as blended cement material. **Journal of materials in civil engineering**, v. 6, n. 1, p. 23-33, 1994.

TAY, Joo-Hwa; Yip, Woon-Kwong. Sludge ash as lightweight concrete material. **Journal of Environmental Engineering**, v. 115, n. 1, p. 56-64, 1989.

TAY, Joo-Hwa; YIP, Woon-Kwong; SHOW, Kuan-Yeow. Clay-blended sludge as lightweight aggregate concrete material. **Journal of Environmental Engineering**, v. 117, n. 6, p. 834-844, 1991.

TAYLOR-LANGE, S.C., Lamon, E.L., Riding, K.A., Juenger, M.C.G., Calcined kaoliniteebentonite clay blends as supplementary cementitious materials. **Appl. Clay Sci**. 108, 84e93, 2015.

TRAJTEL, E., Tramkova, V., Kruzlik, P. Journals in the field "Language and Literature" indexed in Web Of Science and Scopus databases. Verification of results of the scientific research in publishing technique. **Revista X Linguae**, Vol. 10, No. 4, pp. 245-249, 2017.

TSAI, C. C., Wang, K. S., & Chiou, J. Effect of SiO2–Al2O3–flux ratio change on the bloating characteristics of lightweight aggregate material produced from recycled sewage sludge. **Journal of hazardous materials**, 134(1-3), 87-93, 2006.

TSUYUMOTO, Isao; Uchikawa, Hiroshi. Microstructures of hardened mortars using eco-cements and sintered sewage sludge. **Journal of the Ceramic Society of Japan**, v. 110, n. 1282, p. 535-540, 2002.

TUAN, B. L. A., Hwang, C. L., Lin, K. L., Chen, Y. Y., & Young, M. P. Development of lightweight aggregate from sewage sludge and waste glass powder for concrete. **Construction and building materials**, 47, 334-339, 2013.

TYAGI, Vinay Kumar; LO, Shang-Lien. Sludge: a waste or renewable source for energy and resources recovery? **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 25, p. 708-728, 2013.

UKWATTA A, Mohajerani A, Eshtiaghi N, Setunge S, Variation in Physical and Mechanical Properties of Fired-Clay Bricks Incorporating Etp Biosolids, **Journal of Cleaner Production**, 2016.

UKWATTA, A., & Mohajerani, A. Leachate analysis of green and fired-clay bricks incorporated with biosolids. **Waste Management**, 66, 134-144, 2017.

VALLS, S., & Vazquez, E. Leaching properties of stabilised/solidified cement-admixtures-sewage sludges systems. **Waste Management**, 22(1), 37-45, 2002.

VALLS, S.; Vazquez, E. Accelerated carbonatation of sewage sludge–cement–sand mortars and its environmental impact. **Cement and Concrete Research**, v. 31, n. 9, p. 1271-1276, 2001.

VALLS, S.; Vazquez, E. Stabilisation and solidification of sewage sludges with Portland cement. **Cement and Concrete Research**, v. 30, n. 10, p. 1671-1678, 2000.

VON SPERLING, Marcos. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4ª edição. Belo Horizonte: **Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2014.

VOUK, D., Nakic, D., Stirmer, N., & Baricevic, A. Effect of lime addition during sewage sludge treatment on characteristics of resulting SSA when it is used in cementitious materials. **Water Science and Technology**, 75 (4), 856-863, 2017a.

VOUK, D., Nakic, D., Stirmer, N., & Cheeseman, C. Influence of combustion temperature on the performance of sewage sludge ash as a supplementary cementitious material. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, 20(3), 1458-1467, 2018.

VOUK, D., Nakic, D., Stirmer, N., e Cheeseman, C. R. Use of sewage sludge ash in cementitious materials. **Reviews on advanced materials science**, 49(2), 2017.

VOUK, D., Serdar, M., & Vucinic, A. A. Use of incinerated sewage sludge ash in cement mortars: case study in croatia. Tehnicki vjesnik/**Technical Gazette**, 24(1), 2017b.

VOUK, D., Serdar, M., Nakic, D., & Anic-Vucinic, A. Use of sludge generated at WWTP in the production of cement mortar and concrete. Gradevinar, 68(03.), 199-210, 2016.

VUORINEN, H. S.; Juuti, P. S.; Katko, T. S. History of water and health from ancient civilizations to modern times. **Water Science and Technology**: Water Supply, v. 7, n. 1, p. 49–57, 2007.

WAINWRIGHT, P. J.; Cresswell, D. J. F. Synthetic aggregates from combustion ashes using an innovative rotary kiln. **Waste Management**, v. 21, n. 3, p. 241-246, 2001.

WAINWRIGHT, Peter, and Cresswell, Derren. Lightweight aggregates made from sludge. **Norway**: N. p., 2003.

WANG, K. S., Tseng, C. J., Chiou, J., & Shih, M. H. The thermal conductivity mechanism of sewage sludge ash lightweight materials. **Cement and Concrete Research,** 35(4), 803-809, 2005.

WANG, T., Xue, Y., Zhou, M., Lv, Y., Chen, Y., Wu, S., & Hou, H. Hydration kinetics, freeze-thaw resistance, leaching behavior of blended cement containing co-combustion ash of sewage sludge and rice husk. **Construction and Building Materials**, 131, 361-370, 2017.

WASTEWATER as a Resource, Not as Waste: Eye on Latin America and the Caribbean at the **World Water Week**, 2017. Acessado em 28 de janeiro de 2022. https://www.iadb.org/en/news/wastewater-resource-not-waste-eye-latin-america-and caribbean-world-water-week, 2017.

WEI, N. Leachability of heavy metals from lightweight aggregates made with sewage sludge and municipal solid waste incineration fly ash. **International journal of environmental research and public health**, 12(5), 4992-5005, 2015.

WERTHER, J. e Ogada, T. Sewage Sludge Combustion. **Progress in Energy and Combustion Science,** 25, 55-116, 1999.

WESTERHOFF, P., Lee, S., Yang, Y., Gordon, G. W., Ristovski, K., Halden, R. U., & Herckes, P. Characterization, Recovery Opportunities, and Valuation of Metals in Municipal Sludges from U.S. Wastewater Treatment Plants Nationwide. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 16, p. 9479–9488, 2015.

WISNIOWSKA, E., Grobelak, A., Kokot, P., & Kacprzak, M. Sludge legislation-comparison between different countries. In **Industrial and Municipal Sludge** (pp. 201-224). Butterworth-Heinemann, 2019.

WONG, E. O., e Yip, R. C. Promoting sustainable construction waste management in Hong Kong. **Construction Management and Economics**, 22(6), 563-566, 2004.

WONG, V.; Ho, G. Metal speciation and leachability of heavy metals from Enersludge™ ash in concrete. **Water science and technology**, v. 41, n. 8, p. 53-60, 2000.

WORLD BANK Publications. The World Bank annual report 2013. **World Bank Publications**, 2013.

WU, Z., Jiang, Y., Guo, W., Jin, J., Wu, M., Shen, D., & Long, Y. The long-term performance of concrete amended with municipal sewage sludge incineration ash. **Environmental Technology & Innovation**, 23, 101574. 2021.

YAGUE, A. S. Valls, E. Vazquez, F. Albareda, Durability of concrete with addition of dry sludge from waste water treatment plants, **Cem. Concr. Res**. 35, 2005.

YAGUE, A., Valls, S., & Vazquez, E. Use of cement Portland mortar of stabilised dry sewage sludge in construction applications. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, 56, 2002.

YANG J, Su Y, He X, Tan H, Jiang Y, Zeng L, Strnadel B. Pore structure evaluation of cementing composites blended with coal by-products: calcined coal gangue and coal fy ash. **Fuel Process Technol**, 2018.

YANG, J., Shi, Y., Yang, X., Liang, M., Li, Y., Li, Y., & Ye, N. Durability of autoclaved construction materials of sewage sludge–cement–fly ash–furnace slag. **Construction and Building Materials,** 48, 398-405, 2013.

YEN, C. L., Tseng, D. H., & Lin, T. T. Characterization of eco-cement paste produced from waste sludges. **Chemosphere**, 84(2), 220-226, 2011.

YEN, C. L., Tseng, D. H., & Wu, Y. Z. Properties of cement mortar produced from mixed waste materials with pozzolanic characteristics. **Environmental engineering science**, 29(7), 638-645, 2012.

YUSUF, R. O., Noor, Z. Z., Din, M. D. F. M. D., & Abba, A. H. Use of sewage sludge ash (SSA) in the production of cement and concrete–a review. **International journal of global environmental issues,** 12(2-4), 214-228. 2012.

ZAIN, M.F.M., Islam, M.N., Mahmud, F., Jamil, M. Production of rice husk ash for use in concrete as a supplementary cementitious material. **Constr. Build. Mater.,** Composite Materials and Adhesive Bonding Technology 25, 798–805, 2011.

ZAKER, A., Chen, Z., Wang, X., e Zhang, Q. Microwave-assisted pyrolysis of sewage sludge: A review. **Fuel processing technology**, 187, 84-104, 2019.

ZÁLESKÁ, M., Pavlík, Z., Pavlíková, M., Scheinherrová, L., Pokorný, J., Trník, A., ... & Cerný, R. Biomass ash-based mineral admixture prepared from municipal sewage sludge and its application in cement composites. **Clean Technologies and Environmental Policy**, 20(1), 159-171, 2018.

ZHAN, T.L., Zhan, X., Lin, W., Luo, X., Chen, Y.: Field and laboratory investigation on geotechnical properties of sewage sludge disposed in a pit at Changan landfll, Chengdu, China. **Eng. Geol**. 170, 24–32, 2014.

ZHANG, G., Hai, J., Mingzhong Ren, M., Zhang, S., Cheng, J., Yang, Z. Emission, mass balance, and distribution characteristics of PCDD/Fs and heavy metals during cocombustion of sewage sludge and coal in power plants. **Environ. Sci. Technol.** 47, 2123-2130. 2013.

ZHEN, G., Lu, X., Cheng, X., Chen, H., Yan, X., & Zhao, Y. Hydration process of the aluminate 12CaO·7Al2O3-assisted Portland cement-based solidification/stabilization of sewage sludge. **Construction and Building Materials**, 30, 2012.

ZHEN, G., Lu, X., Kato, H., Zhao, Y., e Li, Y. Y. Overview of pretreatment strategies for enhancing sewage sludge disintegration and subsequent anaerobic digestion: Current advances, full-scale application and future perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 69, 559-577. 2017.

ZHOU, W., Yang, F., Zhu, R., Dai, G., Wang, W., Wang, W., ... & Wang, Z. Mechanism analysis of pore structure and crystalline phase of thermal insulation bricks with high municipal sewage sludge content. **Construction and Building Materials**, 263, 120021, 2020b.

ZHOU, Y. F., Li, J. S., Lu, J. X., Cheeseman, C., & Poon, C. S. Recycling incinerated sewage sludge ash (ISSA) as a cementitious binder by lime activation. **Journal of Cleaner Production,** 244, 118856, 2020a.

ZHOU, Y. F., Li, J. S., Lu, J. X., Cheeseman, C., & Poon, C. S. Sewage sludge ash: A comparative evaluation with fly ash for potential use as lime-pozzolan binders. **Construction and Building Materials**, 242, 118160, 2020c.

ZHOU, Y. F., Lu, J. X., Li, J. S., Cheeseman, C., & Poon, C. S. Hydration, mechanical properties and microstructure of lime-pozzolana pastes by recycling waste sludge ash under marine environment. **Journal of Cleaner Production**, 310, 127441, 2021b.

ZHOU, Y., Lu, J., Li, J., Cheeseman, C., & Poon, C. S. Effect of NaCl and MgCl2 on the hydration of lime-pozzolan blend by recycling sewage sludge ash. **Journal of Cleaner Production,** 127759, 2021a.

ZHOU, Y., Lu, J., Li, J., Cheeseman, C., & Poon, C. S. Influence of seawater on the mechanical and microstructural properties of lime-incineration sewage sludge ash pastes. **Construction and Building Materials**, 278, 122364, 2021c.

ZISS, J. Northeast Ohio Regional Sewer District Incinerator Ash Beneficial Reuse Summary Report, vol. 1, 2017.

APÊNDICE – 181 PUBLICAÇÕES QUE UTILIZARAM O LODO DE ESGOTO E A CINZA DE LODO DE ESGOTO COMO SUBSTITUTOS AOS MATERIAIS CONVENCIONAIS EM MATERIAIS DE CONSTRUÇÃO

Materiais substituídos por:	**Lodo de esgoto**	**Cinza de lodo de esgoto**	**Lodo de esgoto e cinza de lodo de esgoto**
Agregado	Tay *et al.* (1991), Mun (2007), Yen *et al.* (2011), Tuan *et al.* (2013), Anh Tuan *et al.* (2014), Barnat-Hunek *et al.* (2015), Wei (2015), Suchorab *et al.* (2016), Lau *et al.* (2017), Lau *et al.* (2018), Mahdikhani; Khanban (2019), Suchorab *et al.* (2019), Rebolledo-Lozano; Restrepo-Tarquino (2020), Souza *et al.* (2020), Mojapelo *et al.* (2021), Latosinka *et al.* (2021).	Bhatty; Reid (1989), Tay; Yip (1989), Aziz; Koe (1990), Khanbilvardi; Afshari (1995), Wainwright; Cresswell (2001), Tsuyumoto; Uchikawa (2002), Cheeseman; Virdi (2005); Huang *et al.* (2005), Lin (2006), Lin *et al.* (2006), Sasaoka *et al.* (2006), Tsai *et al.* (2006), Lin *et al.* (2006), Chang *et al.* (2007), Huang *et al.* (2007), Kim; Kang (2007), Kosior-Kazberuk (2010), Corrochano *et al.* (2011), Hu *et al.* (2012a), Hu *et al.* (2012b), Liu *et al.* (2013), Glowacka *et al.* (2017), Rucinska (2019), Tang *et al.* (2020b), Rucinska *et al.* (2021), Li *et al.* (2021), Górak *et al.* (2021a), Górak *et al.* (2021b).	Wainwright & Cresswell (2003), Chiou *et al.* (2006).

Cimento	Pinarli; Emre (1994), Rabie *et al.* (2019).	Tay (1987), Pinarli; Kaymal (1994), Monzó *et al.* (1996), Monzó *et al.* (1999), Wong; Ho (2000), Payá *et al.* (2002); Monzó *et al.* (2003), Pan *et al.* (2003), Lin; Lin (2004), Luo *et al.* (2004), Lin; Lin (2005), Lin *et al.* (2005), Merino *et al.* (2005), Wang *et al.* (2005); Alcocel *et al.* (2006), Chen *et al.* (2006), Lin; Tsai (2006); Cyr *et al.* (2006), Luo; Lin (2007), Garcés *et al.* (2008), Lin *et al.* (2008a), Lin *et al.* (2008b), Lin *et al.* (2009), Luo *et al.* (2009), Chang *et al.* (2010), Donatello *et al.* (2010), Dyer *et al.* (2011), Yen *et al.* (2012), Chen *et al.* (2013), Lu *et al.* (2013), Ouyang *et al.* (2014), Pérez-Carrión *et al.* (2014), Baeza-Brotons *et al.* (2014a), Baeza-Brotons *et al.* (2014b), Luo *et al.* (2014), Chen; Poon (2016), Naamane *et al.* (2016), Piasta; Lukawska (2016), Sigvardsen; Ottosen (2016), Chakraborty *et al.* (2017), Chen; Poon (2017), He *et al.* (2017), Ing *et al.* (2017), Li *et al.* (2017a), Kappel *et al.* (2017), Li *et al.* (2017b), Nakic *et al.* (2017), Rutkowska *et al.* (2017), Tashima *et al.* (2017), Vouk *et al.* (2017a), Vouk *et al.* (2017b), Wang *et al.* (2017), Chen *et al.* (2018), David; Nair (2018a), David; Nair (2018b), Kappel *et al.* (2018), Krejcirikova *et al.* (2018), Nakic (2018), Nakic *et al.* (2018), Rutkowska *et al.* (2018), Vouk *et al.* (2018), Zaleska *et al.*	Hassooni; Ethaib (2020).

		(2018), Basto *et al.* (2019), Doh *et al.* (2019), Istuque *et al.* (2019), Krejcirikova *et al.* (2019a), Krejcirikova *et al.* (2019b), Liu *et al.* (2019), Lu *et al.* (2019), Oliva *et al.* (2019), Baeza-Brotons *et al.* (2020), Chen *et al.* (2020), Cong *et al.* (2020), He *et al.* (2020a), He *et al.* (2020b), Khawal; Sangwai (2020), Nakic *et al.* (2020), Rutkowska *et al.* (2020b), Rutkowska *et al.* (2020b), Salihoglu; Mardani-Aghabaglou (2020), Szarek; Krysiak (2020), Tang *et al.* (2020a), Zhou *et al.* (2020b), Zhou *et al.* (2020b), Rutkowska *et al.* (2021), Zhou *et al.* (2021a), Zhou *et al.* (2021b), Wu *et al.* (2021), Goswami *et al.* (2021), Istuque *et al.* (2021a), Liang *et al.* (2021), Istuque *et al.* (2021b), Kasaw *et al.* (2021), Kobayashi; Koyanagi (2021), Kledynski *et al.* (2021), Zhou *et al.* (2021), Rutkowska *et al.* (2021), Gu *et al.* (2021), Liu *et al.* (2021), Sabri *et al.* (2021), Grunhauser *et al.* (2021).
Água	Alleman; Berman (1984), Valls; Vazquez (2000), Valls; Vazquez (2001), Valls; Vazquez (2002), Yague *et al.* (2002),	Cheng *et al.* (2019).

	Cheilas *et al.* (2007), Katsioti *et al.* (2008), Jianli *et al.* (2010), Barrera-Díaz *et al.* (2011), Krol (2012), Yang *et al.* (2013), Hamood *et al.* (2017), Muwashee (2020).		
Matéria-prima (cimento)	Tay; Show (1994), Lin *et al.* (2012).	Kikuchi (2001).	
Matéria-prima (tijolo)	Ukwatta *et al.* (2016), Ukwatta; Mohajerani (2017), Jianu *et al.* (2018), Mohajerani *et al.* (2019), Areias *et al.* (2020), Zhou *et al.* (2020).	Okuno; Takahashi (1997), Lin; Weng (2001), Anderson (2002), Anderson; Skerratt (2003), Ottosen *et al.* (2020).	Mozo-Moreno; Gómez (2016).

Fonte: Autora, 2022